

Gisele Garcia Alarcon

**É PAGANDO QUE SE PRESERVA? LIMITAÇÕES E
OPORTUNIDADES DO PAGAMENTO POR SERVIÇOS
AMBIENTAIS COMO INSTRUMENTO DE CONSERVAÇÃO DE
RECURSOS FLORESTAIS NO CORREDOR ECOLÓGICO
CHAPECÓ, SANTA CATARINA.**

Tese submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Recursos
Genéticos Vegetais da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau
de Doutor em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. Alfredo Celso
Fantini

Co-orientador: Prof. Dr. Joshua
Farley

Florianópolis
2014

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Gisele Garcia Alarcon

**É PAGANDO QUE SE PRESERVA? LIMITAÇÕES E
OPORTUNIDADES DO PAGAMENTO POR SERVIÇOS
AMBIENTAIS COMO INSTRUMENTO DE CONSERVAÇÃO DE
RECURSOS FLORESTAIS NO CORREDOR ECOLÓGICO
CHAPECÓ, SANTA CATARINA**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de “Doutor”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais.

Local, 24 de junho de 2014.

Prof. Onofre Rubens Nodari, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Alfredo C. Fantini, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Maurício Sedrez dos Reis, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Paulo A. Sinisgalli, Dr.
Universidade do Estado de São Paulo

Este trabalho é dedicado aos meus pais (Orestes Alarcon e Cristina Garcia) e à minha família nuclear: Caique, Ravi e Theo.

AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas e instituições apoiaram e contribuíram direta ou indiretamente para a execução desta tese. Sem elas, certamente meu caminho teria sido mais árduo. Sou muito grata a todos. Gostaria de destacar meus sinceros agradecimentos:

Ao meu orientador Professor Alfredo Celso Fantini, pela confiança, amizade e apoio dado durante os anos de doutorado;

Ao Professor Professor Joshua Farley, da Universidade de Vermont, que se dispôs a me co-orientar e que me chamou a atenção para fatores extremamente importantes que envolvem a economia e a conservação da natureza;

Aos membros da banca de qualificação, Ilyas Siddique, Nivaldo Peroni e Peter May, que suscitaram questões importantes contribuindo para a melhoria do trabalho;

À Berna, pelo apoio fundamental em todas as questões burocráticas que envolvem a universidade e o curso de Pós-Graduação;

Aos professores Rubens Onofre Nodari, Miguel Pedro Guerra, Maurício Sedrez dos Reis e Walter De Boeuf pelas discussões e ensinamentos nas disciplinas que cursei;

Aos colegas e amigos que surgiram durante o doutorado, em especial Nicole Vicente, Elaine Zuchiwschi, Alison Nazareno, Joel, Daniel Oller e Juan Pablo;

Ao Professor Alexander Vibrans, André Sordi, Everton Vieira, Júnior Ruiz Garcia, Carlito Duarte, Guto, Júlio Tomazoni, Leandro Farina (Irani), Gilberto Tiepolo (TNC), Professor Hamilton Vogel, Odo Primavesi e outros que me cederam dados para modelagem no InVEST;

Ao Professor Thomas Koellner, da Universidade de Bayreuth, pela confiança, apoio e oportunidade durante o estágio sanduíche na Alemanha;

Aos colegas da Universidade de Bayreuth, Yohannes Ayanu, pelo suporte com a modelagem no InVEST, Andrea Fruh, Bunafscha Mislimeshoeva, Magherita Faís, Sam Lee e Subilla pela amizade e apoio;

À Shigueko T. Ishiy Fukahori, pela confiança, amizade e pelos trabalhos e publicações conjuntas, Pedro de Sá e Débora Brasil pelo apoio e companhia durante as atividades de planejamento do Corredor Ecológico Chapecó e posteriormente;

Ao biólogo Marcos Da-Ré, pela oportunidade de trabalho no planejamento dos Corredores Ecológico Chapecó e Timbó, pela confiança, amizade e exemplo de esforço e comprometimento com a vida profissional;

À Aline Fernandes, Renata Duzzioni e Zé Olímpio por me ajudarem com materiais e outras *cositas mas* do Corredor Ecológico Chapecó quando precisei;

A todos os Secretários de Agricultura e técnicos das 21 EPAGRIs que visitei na área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó, em especial a Marli (de Abelardo Luz), Tadeo Carniel (Xanxerê), Paulo Scremin (São Lourenço do Oeste) e Jair Ficanha (Abelardo Luz);

À Cooptrasc de Abelardo Luz e de Passos Maia, pelo apoio na logística de campo;

Ao Seu Pinoti, por me guiar pelos assentamentos de Abelardo Luz;

Aos proprietários dos hotéis Bervian (Ponte Serrada), Turis (Abelardo Luz), São Domingos Palace Hotel (São Domingos), por tornarem a minha estadia mais agradável quando as temperaturas tornaram-se negativas;

À Elaine Zuchwisch, pela companhia e discussões durante as atividades de campo;

A todos os pequenos, médios e grandes produtores que abriram suas portas e permitiram que eu fizesse as entrevistas necessárias para responder as perguntas que tinha;

Ao Caique (Carlos Salvador), por todas as revisões, por ter me escutado e me mostrado caminhos quando eu não conseguia enxergar, pela parceria ao longo destes anos de doutorado e outros vários antes disso;

À minha mãe (Cristina Garcia), pela ajuda fundamental com os gêmeos em seus primeiro ano de vida para que eu pudesse ter paz para escrever, e pelo constante estímulo para que eu terminasse a tese o quanto antes;

Ao meu pai (Orestes Alarcon) pelo exemplo na carreira acadêmica e pelo apoio emocional necessário para que as coisas fluíssem nos momentos mais difíceis, e à Sônia, pelos almoços e apoio ao longo do doutorado;

Aos meus sogros, Janete e Américo Salvador, pelo apoio dado durante a conclusão de um dos capítulos nos meses de Rio de Janeiro;

Às minhas irmãs, Dafne e Mel, e aos sobrinhos Pablito, Chloe e Isis, simplesmente pela presença e amor;

Aos mais novos e importantes integrantes da minha vida, Theo e Ravi;

Aos amigos, que tornaram a vida mais alegre durante esses anos, em especial: Andreza Martins, Lídia Coutinho, Nicole Vicente, Bárbara Prates, Karen Karam, Mônica Gomes, Desirê Mainardes, Julie Barreto, Aline Fernandes, Bárbara Schroeter, Ruth Filgueiras, Roberta Garcia, Cláudio Matos, Zé Olímpio e outros não menos importantes, e que estiverem presentes, mesmo distantes;

A todos aqueles que por ventura me fugiram da memória neste momento de pressa para entregar a tese, mas não por isso são menos importantes!

RESUMO

Iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) se espalharam rapidamente no Brasil na última década, somando atualmente cerca de uma centena de programas nos diferentes biomas brasileiros. O uso deste instrumento de conservação ambiental passou a ser visto como uma estratégia para compensar o produtor rural pela perda de áreas produtivas para a conservação da biodiversidade e pela provisão de serviços ambientais fundamentais para a sociedade brasileira. No entanto, a aplicação deste instrumento enfrenta uma série de limitações que incluem a baixa adicionalidade dos programas, o alto custo de oportunidade da terra e o risco de criar uma cultura no meio rural onde é apenas pagando que se preserva. Esta tese se propôs a avaliar como uma política de PSA pode contribuir para a conservação de recursos florestais no âmbito do Corredor Ecológico (CE) Chapecó-SC, incluindo análises sobre a percepção de benefícios e uso de recursos florestais, a avaliação de sinergias e *trade-offs* entre cenários de políticas de conservação ambiental e da disposição de produtores rurais em participarem de um programa de PSA. Foram entrevistados 100 produtores rurais, 49 representantes de instituições tomadoras de decisão, duas cooperativas de produtos agrícolas e duas ervateiras. Cenários de políticas ambientais (Código Florestal de 1965, Código Ambiental Catarinense, Baixa Efetividade Legal) foram simulados no aplicativo InVEST (*Integrated Valuation of Environmental Services and Trade-offs*), bem como a provisão de oito bens e serviços ambientais. Os serviços de provisão e de regulação foram aqueles reconhecidos com maior frequência pelos entrevistados. A disponibilidade hídrica ocupou o primeiro lugar (65%), seguido pela manutenção de habitat para biodiversidade (34%) e lenha (23%). A renda e o uso local de recursos florestais foram as variáveis que melhor explicaram a percepção dos produtores rurais sobre os benefícios da floresta. No entanto, foi preciso o uso de três recursos florestais para que um benefício da floresta fosse percebido, indicando uma certa limitação no reconhecimento do valor da floresta em pé para o estabelecimento agropecuário. As restrições legais potencializam esta baixa percepção, pois dificultam o uso dos recursos florestais e, conseqüentemente, o reconhecimento do

seu valor. Mudanças em políticas de conservação ambiental podem impactar significativamente a provisão de serviços ambientais no CE Chapecó. O cenário do Código Florestal de 1965 produziu os maiores ganhos para serviços ambientais, enquanto o cenário de Baixa Efetividade Legal favoreceu a expansão de commodities. Foram observados *trade-offs* entre commodities, carbono e qualidade de hábitat. A flexibilização do Código Florestal de 1965 afetará a provisão de serviços ambientais, e provavelmente irá interferir em programas de PSA na Mata Atlântica. Quanto à motivação dos produtores em participar de um programa de PSA, 94% dos entrevistados mostraram interesse em participar de um programa voltado à conservação da floresta em pé, e apenas 48% estavam interessados na recuperação florestal. O valor médio declarado para participação em um programa de recuperação florestal (R\$ 361,00/hectare/ano) foi 62% maior do que o valor médio declarado para conservação da floresta, mesmo que os custos da recuperação sejam arcados pelo programa. A escolaridade constituiu a variável de maior relevância para determinar os valores mínimos declarados para conservação, enquanto o custo de oportunidade foi a variável de maior relevância para recuperação florestal. Pequenos produtores rurais mostraram-se mais interessados em aderir ao PSA. Esta característica pode resultar em maior equidade de acesso ao programa e uma chance de melhoria das condições sociais locais, no entanto, corre-se o risco de que os objetivos primários da criação do CE Chapecó sejam comprometidos. O modelo de gestão do CE Chapecó baseado no Sistema de Créditos de Conservação (SICC) e no capital semente como instrumentos de PSA, apresenta algumas limitações. A lacuna de tempo e a incerteza de participação dos produtores rurais no esquema do SICC podem gerar efeitos perversos, tais como a conversão das áreas incluídas originalmente no programa para as práticas danosas anteriores. Na proposta de PSA do CE Chapecó, os pagamentos não podem ser descolados de uma ação mais integradora das comunidades, tendo em vista uma mudança na percepção sobre a relevância dos recursos florestais e um reforço de valores morais e éticos associados às formações florestais. Esta estratégia é fundamental como forma de afastar o risco de se

criar uma cultura no meio rural onde seja apenas pagando que se preserva.

Palavras-chave: pagamento por serviços ambientais, recursos florestais, agricultura, modelagem.

ABSTRACT

Payments for Environmental Services (PES) have spread rapidly in Brazil in the last decade, representing currently around one hundred initiatives in different biomes. The use of this environmental conservation policy is seen as a strategy to compensate farmers for the loss of productive areas for biodiversity conservation and the provision of essential environmental services for the Brazilian society. However, the implementation of this tool faces a number of constraints that include low additionality, high opportunity costs and the risk of creating a culture in rural areas where preservation requires payment. This thesis aimed at evaluating how a PES policy may support the conservation of forest resources at the Chapecó Ecological Corridor (CEC) including: the evaluation of farmers' perceptions regarding the benefits and the use of forest resources, their willingness to participate in forest conservation and restoration activities, as well as the minimum value they are willing to accept to take part in a PES program. One hundred farmers, 49 representatives of local institutions, 2 farmers' cooperatives and two mate-herb fabrics were interviewed. Environmental policy scenarios (National Forest Code from 1965, State Environmental Code, No Policy Option) were modeled in InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Trade-offs), as well as eight environmental goods and services. Provision and regulating services were those recognized most frequently by the farmers interviewed. The water quality and availability ranked first (65%), followed by the maintenance of habitat for biodiversity (34%) and fire-wood (23%). The income and local use of forest resources were the variables that best explained the perception of farmers about the benefits provided by forests. However, it is necessary the use of three forest resources so one forest benefit is distinguished, demonstrating a certain limitation on acknowledging the value of the standing forest by the farmers. Environmental legislation influenced the low perception of forests' benefits as it prohibits the use of forest resources and, consequently, interferes in the recognition of its value. Changes in environmental conservation policies can impact considerably the provision of environmental services in the CEC. The Forest

Code from 1965 scenario produced the largest increase of environmental services, while the No Policy Option scenario favored the expansion of commodities. Trade-offs between commodities, carbon and habitat quality for biodiversity were observed. The change of the Forest Code from 1965 will affect the provision of environmental services, and will probably interfere on PES programs in the Atlantic Forest. Regarding the motivation of farmers to participate in a PES program, 94% expressed interest in a program focused on forest conservation, and only 48% were interested in forest restoration. The mean minimum value for enrolling at a PES program for forest restoration (R\$ 361.00/ha/year) was 62% higher than the mean minimum value for forest conservation, even if the costs to restore the forest are provided by the program. Scholarity was the most relevant variable to influence the stated minimum values for forest conservation, while the opportunity cost was the most important variable influencing the values stated for forest restoration. Small family farmers were more motivated to enroll in the PES program. This aspect can result in a more equitable access to the program, improving the local social conditions, however there is a risk that the CEC primary goals can be compromised. The Conservation Credit System (SICC) and the seed capital planned as the main tools for the CEC implementation have some constraints. The gap between the end of one scheme and the start of the other, and the uncertainty of participation in the SICC scheme may generate perverse incentives, such as the conversion of areas originally included in the program to the old environmental unfriendly activities. In the proposed PES scheme, payments should not be disconnected from a more integrative action with the involved communities. It should include activities that foster a change in farmers' perception about the importance of forest resources and it should strength moral and ethical values associated with forests. This strategy is essential in order to avoid the risk of creating a culture in rural areas where preservation requires payments.

Key-words: payment for environmental services, forest resources, agriculture, modeling.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	21
1.1 Perguntas da Pesquisa	26
1.2 A Área de Estudo	27
1.2.1 Limites Geográficos	27
1.2.2 Histórico de Criação	31
1.2.3 O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais do Corredor Ecológico Chapecó	32
1.3 Principais Conceitos e Pressupostos da Tese	35
1.3.1 Serviços Ecossistêmicos & Serviços Ambientais	35
1.3.2 A Economia Ecológica e a Valoração dos Serviços Ambientais	38
1.3.3 Pagamento por Serviços Ambientais	43
1.4 Estruturação da Tese	47
2. CAPÍTULO I - FLORESTA PRA QUÊ? USOS E BENEFÍCIOS DAS FORMAÇÕES FLROESTAS DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ	49
2.1 Introdução	51
2.2 Metodologia	53
2.2.1 Levantamento de Dados Primários	53
2.2.2 Tratamento dos Dados	57
2.3 Resultados	61
2.3.1 Perfil dos Produtores e Estabelecimentos Agropecuários do CE Chapecó	61
2.3.2 Percepção sobre os Benefícios e Usos de Recursos da Floresta	63
2.4 Discussão	71
2.4.1 Perfil dos Produtores e Estabelecimentos Agropecuários do CE Chapecó	71
2.4.2 Percepção sobre os Benefícios e Usos de Recursos da Floresta	73
2.5 Conclusões	79
3. CAPÍTULO II - SINERGIAS E TRADE-OFFS NA PROVISÃO DE BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE POLÍTICAS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ	81
3.1 Introdução	83
3.2 Metodologia	85

3.2.1 Mapeamento dos cenários de Políticas de Conservação Ambiental sobre os Usos e Cobertura do Solo no CE Chapecó..	85
3.2.2 Mudança na Provisão de Serviços Ambientais	90
3.3 Resultados	105
3.3.1 Impactos das Mudanças nos Cenários de Políticas de Conservação Ambiental sobre os Usos e Cobertura do Solo no CE Chapecó	105
3.3.2 Provisão de Serviços Ambientais sob Diferentes Políticas de Conservação Ambiental	107
3.3.3 Sinergias e <i>Trade-offs</i> entre Serviços Ambientais	111
3.4 Discussão	114
3.4.1 Impactos das Mudanças de Políticas de Conservação Ambiental sobre Padrões de Uso e Cobertura do Solo	114
3.4.2 <i>Trade-offs</i> e Sinergias entre Serviços Ambientais	116
3.4.3 Impactos das Políticas de Conservação em Programas de Pagamento por Serviços Ambientais	119
3.4.4 Limitações do Método	120
3.5 Conclusões	122
4. CAPÍTULO III - MOTIVAÇÕES DE PRODUTORES RURAIS PARA ADEÇÃO EM PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS. SUBSÍDIOS PARA A IMPLEMENTAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SC	125
4.1 Introdução	129
4.1.1 O Programa de PSA do Corredor Ecológico Chapecó	132
4.2 Metodologia	132
4.2.1 Levantamento de Dados	132
4.2.2 Tratamento dos Dados	134
4.3 Resultados	139
4.4 Discussão	154
4.4.1 Interesses em Incentivos Econômicos para Conservação de Florestas	154
4.4.2 Fatores que influenciam os Valores e a Disposição de Produtores Rurais a participarem de Programas de Pagamento por Serviços Ambientais	158
4.4.3 Oportunidades e Riscos de um Programa de PSA no Corredor Ecológico Chapecó	161
4.5 Conclusão	163
5. CAPÍTULO IV - INCORPORANDO MECANISMOS DE COMPENSAÇÃO OU PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS.	

NA GESTÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS: O CASO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SC	165
5.1 Introdução	167
5.2 Atores Sociais do Corredor Ecológico Chapecó	169
5.2.1 A Teia de Atores Sociais do CE Chapecó	169
5.2.2 Processo Participativo e Principais Conflitos de Interesse	171
5.3 Incorporando o Pagamento por Serviços Ambientais à Gestão do Corredor Ecológico Chapecó.....	174
5.3.1 O Programa Piloto	175
5.3.2 O Cadastro de Áreas	176
5.3.3 Monitoramento.....	177
5.3.4 Práticas Elegíveis no Sistema de Créditos de Conservação	178
5.3.5 Fonte de Aporte de Recursos	180
5.4 Desafios para Participação Social na Implementação do Sistema de Créditos de Conservação do Corredor Ecológico Chapecó	182
6. CONCLUSÃO GERAL	187
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	193
Anexo 1 - Questionário de avaliação da percepção de produtores rurais sobre os serviços ambientais associados às formações florestais do Corredor Ecológico Chapecó.....	229
Anexo 2 - Questionário de avaliação das instituições tomadoras de decisão quanto ao Pagamento por Serviços Ambientais associado à conservação florestal no Corredor Ecológico Chapecó.....	239
Anexo 3 - Projeção de desmatamento segundo usos da terra por município do Corredor Ecológico Chapecó	242

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais cobrem menos de 10% do planeta, no entanto resguardam mais da metade da diversidade de espécies terrestres (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005). Embora o ritmo do desmatamento das florestas tropicais tenha reduzido nas últimas décadas, estima-se que ainda persista numa taxa anual de 10 milhões de hectares (FAO, 2010).

A agricultura é considerada a principal causa do desmatamento e emissões de carbono associadas nas regiões tropicais (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005; FAO, 2010). Entre as décadas de 1980 e 1990, 55% das áreas convertidas para usos agrícolas nos trópicos foram sob florestas conservadas e outros 28% sob florestas alteradas por extração seletiva de madeira, agricultura itinerante e outras formas uso (GIBBS et al., 2010). Esta tendência não mostra indicativos de redução de ritmo nas próximas décadas. As demandas globais de produção de alimentos, ração e biocombustíveis esperadas com o crescimento populacional e aumento da dieta baseada em produtos de origem animal afetarão sobremaneira as áreas de floresta tropicais nos países em desenvolvimento (DEFRIES; ROSENZWEIG, 2010; FOLEY et al., 2011; GIBBS et al., 2010). Estima-se que cerca de 10 bilhões de hectares de terras agrícolas serão necessários para sustentar a demanda global de alimentos até 2050, o que significa mais do que dobrar a atual área sob uso agropecuário (GIBBS et al., 2010).

O Brasil está entre os cinco países mais ricos em área de floresta e possui a maior floresta tropical do mundo (FAO, 2011). No entanto, é também um dos países líderes na emissão de gases do efeito estufa por mudanças na cobertura do solo (VENTER et al., 2010). A importância do setor agrícola para a balança comercial nacional tem influenciado a rápida expansão de áreas agrícolas para produção de commodities. Estudos da OECD e da FAO estimam que o Brasil será o país com maior crescimento de produção agropecuária no mundo nos próximos anos, aumentando 40% apenas nesta década (ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO; ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA, 2010).

Historicamente, no Brasil, o crescimento do setor agrícola tem se dado majoritariamente sobre áreas de floresta e cerrado (MARTINELLI; FILOSO, 2009). Este fenômeno foi observado na Mata Atlântica desde os tempos do Brasil Colônia e a agora se repete na Amazônia (MARTINELLI; FILOSO, 2009; MARTINELLI et al., 2010a). Apesar dos altos índices de desmatamento, o país dispõe de normas legais que garantem a conservação de ecossistemas naturais na propriedade privada desde os anos 1930. A Lei do Código Florestal de 1934 (BRASIL, 1934) e posteriormente a de 1965 (BRASIL, 1965) garantiram proteção especial às florestas e demais ecossistemas brasileiros. No entanto, a fraca implementação das normas legais criadas intensificou o processo de degradação ambiental ao longo dos anos (SPAROVEK; GIAROLI; PEREIRA, 2011; SPAROVEK et al., 2010, 2011).

A partir dos anos 1990, a intensificação da fiscalização ambiental resultou em maior pressão ao produtor rural para o cumprimento das normas legais e adequação de seus passivos ambientais. A intensificação das políticas de comando e controle coincide com a rápida expansão e crescimento de subsídios para o setor agrícola, em especial o setor do agronegócio (YOUNG, 2003, 2006). A disputa por interesses e a forte representação do setor agropecuário no Congresso Nacional resultaram na construção de uma proposta de mudança da legislação ambiental, que culminou na edição de um novo Código Florestal (BRASIL, 2012), atendendo principalmente às demandas do setor do agronegócio (FERREIRA et al., 2012; METZGER et al., 2010; NAZARENO et al., 2011; SPAROVEK; GIAROLI; PEREIRA, 2011; SPAROVEK et al., 2010, 2011).

Em complemento às medidas de comando e controle, no início dos anos 2000, surgem as primeiras iniciativas brasileiras que utilizam incentivos econômicos como estratégia para garantir conservação ambiental. Um dos casos mais bem sucedidos e pioneiros teve início em 2005, no município de Extrema (Minas Geras), que promulgou uma lei que normatizou um programa de pagamento por serviços ambientais (PSA). O programa de PSA de Extrema teve como objetivo aumentar as práticas conservacionistas do solo, aumentar a cobertura florestal e implementar saneamento ambiental nos estabelecimentos agropecuários do município (PEREIRA, 2013).

Na lógica do PSA, produtores rurais abandonariam atividades agropecuárias danosas ao meio ambiente em troca de compensações financeiras, resultando na provisão de serviços ambientais fundamentais para o produtor e para a sociedade como um todo (MAYRAND; PAQUIN, 2004; WUNDER, 2005).

Os programas de PSA datam de 1996 e desde então houve uma rápida proliferação deste mecanismo, especialmente em países em desenvolvimento (DAILY; ELLISON, 2002). Grande parte das ações dos programas em andamento está voltada à recuperação e à conservação de remanescentes florestais, embora outras atividades como adoção de práticas de controle da erosão do solo, implantação de sistemas silvipastoris e agroflorestais também possam ser fomentadas. A origem dos recursos é diversificada, vindo do estado, de empresas privadas, pessoas físicas e originados a partir de taxas, como é o caso do ICMS Ecológico brasileiro.

Desde sua origem, já foram estabelecidos contratos de PSA em cerca de meio milhão de hectares (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). No Brasil somam-se quase uma centena de iniciativas, no entanto, em termos de escala, esta ferramenta ainda deixe a desejar (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012; SANTOS; VIVAN, 2012). Excluindo as Unidades de Conservação que fazem parte do programa Bolsa Floresta do estado do Amazonas, atualmente o Brasil dispõe de cerca de 50 mil hectares de área sob PSA, enquanto a Costa Rica possui 340 mil hectares e o México 2.200 milhões de hectares (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012).

Embora mecanismos de PSA estejam aumentando em número e escala no Brasil, diversos autores chamam a atenção para as limitações deste modelo de conservação. As principais limitações estão relacionadas às condições necessárias para a sua aplicabilidade, incluindo a origem e permanência de recursos financeiros, a demanda clara pelos serviços, a relação provedor e beneficiário, a certeza da provisão dos serviços, bem como do custo benefício dos gastos efetuados para a realização de um programa de PSA (CLEMENTS et al., 2010; MURADIAN et al., 2010; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; SWALLOW et al., 2009). Além disso, autores também destacam o risco de comoditização da natureza e da evasão de valores intrínsecos relacionados à conservação, quando mecanismos de PSA são

implementados desconsiderando as relações socioecológicas locais (FREY et al., 2007; KOSOY; CORBERA, 2010; MCAFFEE, 2012). Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010) destacam que o PSA não pode ser visto como uma ferramenta isolada, mas sim como complementar a outras estratégias de conservação ambiental.

Santa Catarina está totalmente inserido no bioma Mata Atlântica e se destaca por apresentar uma melhor distribuição de terras comparativamente a outros estados cuja concentração fundiária é característica dominante (SOUZA, 2003). O setor agrícola está entre os de maior importância na economia do estado e teve um papel importante na articulação política que culminou na promulgação do Código Ambiental Catarinense em 2009 (PROCHNOW, 2014). Antes da reforma do Código Florestal Nacional de 1965, Santa Catarina já havia incluído artigos no Código Ambiental Estadual visando à redução de áreas de cobertura vegetal natural em estabelecimentos agropecuários e a anistia daqueles que desmataram previamente à promulgação da norma.

O Código Ambiental Catarinense foi, até certo ponto, precursor das mudanças que vieram a seguir na promulgação do novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). Contudo, esta Lei (Código Ambiental) também reconhece o PSA como um dos instrumentos econômicos da Política Ambiental Estadual e define que em um prazo de 180 dias o PSA deveria ser regulamentado por meio de lei específica (SANTA CATARINA, 2009a). O movimento para a aprovação do Código Ambiental Catarinense e da Lei nº 15.133/2010, que estabeleceu a Política Estadual de PSA, resultaram em um grande esforço por parte de deputados estaduais e entidades de classe na divulgação do mecanismo de PSA no interior do estado. Como consequência, muitos produtores rurais passaram a vislumbrar a possibilidade de compensação econômica pela impossibilidade de uso produtivo de remanescentes florestais em seus estabelecimentos agropecuários (SIMINSKI, 2009; ZUCHIWSCHI, 2013).

Desde a promulgação da Lei Estadual de PSA, apenas dois projetos foram implementados no estado, mas ambos em escala municipal. As dificuldades de implementação desta Lei resultaram na construção de um novo projeto de lei visando alterar a legislação original, o qual se encontra disponível para

consulta pública no *website* da Secretaria de Estado da Casa Civil¹. No mesmo ato de promulgação da Lei Estadual de PSA, em 2010, também foram criados dois Corredores Ecológicos, Chapecó e Timbó, que juntos totalizam 10% da área de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2010a, 2010b). O planejamento destes Corredores está essencialmente baseado na estruturação de um Sistema de Créditos de Conservação (SICC), que tem como mecanismo principal o PSA. Todo o processo de planejamento participativo do SICC resultou em uma grande expectativa por parte dos produtores rurais e entidades de classe sobre a possibilidade de compensação financeira pela conservação e/ou recuperação da floresta nos Corredores (ALARCON, 2013; FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2000).

Os primeiros pagamentos por serviços ambientais nos Corredores Ecológicos Chapecó e Timbó deverão ter início ainda este ano, a partir de um capital semente, no valor de US\$ 500 mil, destinado ao Fundo de Desenvolvimento Rural (FDR), da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca, pelo Banco Mundial, no âmbito do Programa Santa Catarina Rural². Os pagamentos originados do capital semente estão previstos para serem realizados durante um período de três anos, até que o Sistema de Créditos possua sustentabilidade econômica (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2000). Não obstante, o SICC ainda não está estruturado e depende de um recurso mínimo de R\$ 3 milhões para ser iniciado (FUNDAÇÃO CERTI, 2013). Este descompasso entre os pagamentos originados a partir do capital semente e a operacionalização do SICC, associados à alta expectativa dos produtores rurais por compensação econômica pela conservação, pode resultar em incentivos perversos

¹<http://consultapublica.scc.sc.gov.br/consultamanter.aspx>

² O Programa Santa Catarina Rural está sendo executado por instituições públicas do Governo do Estado de Santa Catarina entre os anos de 2011 e 2016. O orçamento global destinado à execução do Programa é de US\$ 189 milhões, sendo US\$ 90 milhões do Banco Mundial e o restante de contrapartida do Governo do Estado. O objetivo do Programa é apoiar iniciativas direcionadas à melhoria da competitividade do setor agropecuário, à gestão de recursos hídricos e ao aprimoramento de forma sustentável de suas políticas, instituições, fundos de incentivos governamentais e ações relacionadas ao desenvolvimento rural com o foco nos agricultores familiares.

(WUNDER, 2005) e no aumento da descredibilidade dos órgãos de gestão ambiental. Ademais, a proposta de uso desta ferramenta para a conservação de recursos florestais descolada de outras ações de desenvolvimento local pode apresentar fragilidades desconsideradas no planejamento dos Corredores.

Neste contexto, esta tese teve como objetivo avaliar como uma política de PSA pode contribuir para a conservação de recursos florestais no Corredor Ecológico Chapecó, no oeste de Santa Catarina, tendo em vista a percepção de produtores rurais, o custo de oportunidade, a disposição de produtores rurais a receber incentivos econômicos para conservação, a modelagem de cenários de uso e cobertura do solo, além de outros aspectos discutidos nos capítulos apresentados a seguir.

1.1 PERGUNTAS DA PESQUISA

A possibilidade de compensação econômica pela conservação ambiental por meio de políticas de PSA tem suscitado o interesse de diversos atores e setores econômicos no meio rural, em especial produtores rurais com fragmentos florestais. Contudo, incentivos econômicos por meio de PSA são restritos a situações específicas, e constituem uma ferramenta de gestão ambiental complementar a outras ferramentas, como as de comando e controle (MURADIAN et al., 2013; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). No Brasil, o PSA tem sido planejado e aplicado em diversas escalas geográficas e políticas, mas em menor frequência em Áreas Protegidas, como é o caso do Corredor Ecológico Chapecó.

Esta tese se propõe a discutir limitações e oportunidades do mecanismo de PSA como instrumento de gestão ambiental para a conservação de recursos florestais no âmbito do Corredor Ecológico (CE) Chapecó. Para tanto, lançou-se mão das seguintes perguntas de pesquisa:

a) Como os diferentes usuários da terra percebem o papel da floresta na manutenção dos serviços ambientais e que fatores são determinantes nas suas relações com os recursos florestais em seus estabelecimentos agropecuários?

b) Como políticas de conservação podem influenciar a manutenção de serviços ambientais e quais são os *trade-offs*³ esperados sob diferentes políticas de conservação entre os principais serviços ambientais do CE Chapecó?

c) Quais os são os fatores que podem influenciar a motivação dos produtores rurais do CE Chapecó em participarem de um programa PSA e quais seriam os valores mínimos que eles estariam dispostos a receber para aderirem a este programa?

d) Quais são as possíveis limitações de um modelo de gestão privada ou pública de um programa de PSA para o CE Chapecó?

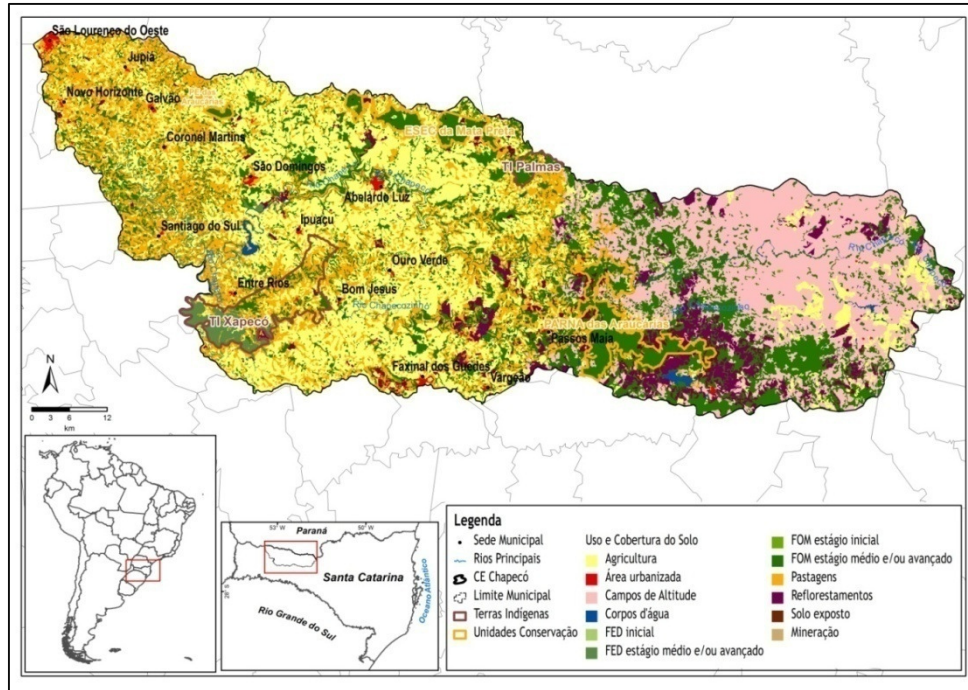
1.2 A ÁREA DE ESTUDO

1.2.1 Limites Geográficos e Principais Características

O CE Chapecó está situado na região oeste catarinense. Seus limites coincidem com a sub-bacia a montante da confluência dos rios Chapecó e Chapecozinho, localizada na bacia hidrográfica do rio Chapecó. Totaliza cerca de 5 mil km² e contempla 23 municípios(Figura 1).

³*Trade-off* pode ser traduzido como uma situação onde há um conflito de escolha. Segundo o *The Free Dictionary* (<http://www.thefreedictionary.com/trade-off>) *trade-off* significa a escolha de alguma coisa em troca de outra, trata especificamente da renúncia de um benefício em troca de outro considerado mais desejável.

Figura 1: Localização do Corredor Ecológico Chapecó com respectivo mapa de uso e cobertura do solo.



Fonte: FATMA (2008).

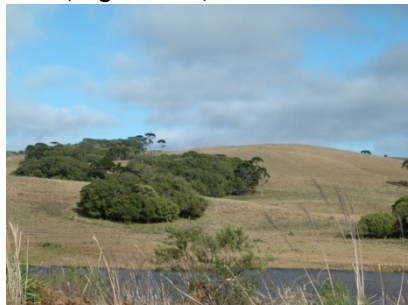
Notas: FOM - Floresta Ombrófila Mista, FED - Floresta Estacional Decidual, CE - Corredor Ecológico, PARNA - Parque Nacional, ESEC - Estação Ecológica, TI - Terra Indígena.

Em seus limites encontram-se três Unidades de Conservação de Proteção Integral e duas Terras Indígenas, totalizando cerca de 40 mil hectares de áreas protegidas. Possui importantes remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Estacional Decidual e Estepe Gramíneo-Lenhosa (Campos de Altitude), com núcleos vegetacionais com características de formações primárias (GARZIEIRA, 2008) (Figuras 2 e 3).

Figura 2: Floresta Ombrófila Mista na Estação Ecológica Mata Preta, Abelardo Luz, SC.



Figura 3: Campos de Altitude com capões de Floresta Ombrófila Mista, Água Doce, SC.



Os estudos do meio biótico que subsidiaram a criação do CE Chapecó apontaram a ampliação da distribuição de dezenas de espécies de aves, além da presença de espécies ameaçadas de extinção e de quatro novas ocorrências identificadas para o estado de Santa Catarina (BORNSCHEIN, 2008). Os remanescentes florestais e campestres também apresentam abundância relativa de espécies cinegéticas, tais como o cateto (*Pecari tajacu*) e o veado-poca (*Mazama nana*), além da presença de queixada (*Tayassu pecari*) e da provável ocorrência do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) (MAZZOLI, 2008), ameaçadas de extinção, segundo as Listas Vermelhas do Estado do Paraná e Rio Grande do Sul (ALICE et al., 2002; MIKICH; BERNILS, 2004).

Os rios Chapecó e Chapecozinho, os mais relevantes e com maior volume de água na área do Corredor, são extremamente importantes como fonte de recursos hídricos para as atividades econômicas que se desenvolvem na região. Não obstante, apenas as bacias do alto rio Chapecó e alto Chapecozinho encontram-se sem poluição aparente, enquanto as bacias do

médio rio Chapecó e Chapecozinho estão pouco poluídas e grande parte de seus afluentes apresenta-se poluído ou altamente poluído. As principais demandas por recursos hídricos vêm do setor industrial (38,4%), secundariamente está o uso para abastecimento público (31,7%) e dessedentação de animais (28%) (DUARTE, 2007; MPB ENGENHARIA, 2009).

Sob o ponto de vista do uso dos recursos hídricos para a geração de energia elétrica, apenas os rios Chapecó e Chapecozinho, na área de abrangência do Corredor Ecológico, dispõem juntos de 28 projetos de pequenas centrais hidrelétricas, entre construídas, outorgadas e previstas (DUARTE, 2007) (Figura 4).

A bacia hidrográfica do rio Chapecó abastece uma série de atividades agropecuárias. Na porção à jusante, possui um dos maiores rebanhos de bovinos, suínos e aves e a maior produção de leite do estado (CEPA, 2010). No CE Chapecó se destaca a produção de semente de soja e produção de madeira (pinus) (Figuras 5 e 6). A área do Corredor também concentra o maior número de assentamentos da Reforma Agrária em Santa Catarina (Figura 7). Os primeiros assentamentos tiveram início ainda nos anos 1980 e atualmente somam cerca de 2500 famílias (COOPSTRASC, com. pessoal). Nas Terras Indígenas Xapecó e Palmas encontram-se aproximadamente 5500 habitantes das etnias Kaingang e, em menor número, Guarani (Diretoria de Assuntos Fundiários/FUNAI, com. pessoal).

Figura 4: Pequena Central Hidrelétrica, São Domingos, SC.



Figura 5: Plantio de soja e área pós colheita, Abelardo Luz, SC.



Figura 6: Paisagem com plantio de pinus ao fundo, Água Doce, SC.



Figura 7: Assentamento da Reforma Agrária, Passos Maia, SC.



1.2.2 Histórico de criação

O planejamento do CE Chapecó foi desenvolvido no âmbito do Programa de Recuperação Ambiental e Apoio ao Pequeno Produtor Rural (Projeto Microbacias 2), por meio do Subcomponente Corredores Ecológicos e Unidades de Conservação, sob responsabilidade da FATMA (Fundação do Meio Ambiente). O Projeto Microbacias 2 foi financiado pelo Governo do Estado e pelo Banco Mundial, entre os anos de 2002 e 2008, e teve como principal objetivo aliviar a pobreza no meio rural e promover ações de melhoria e conservação do meio ambiente.

No âmbito do Subcomponente Corredores Ecológicos e Unidades de Conservação, duas áreas prioritárias para criação de Corredores Ecológicos foram definidas: as bacias hidrográficas do rio Timbó e a do rio Chapecó.

Durante três anos (2007 a 2009) a FATMA, por meio de contratação específica, desenvolveu estudos técnicos e realizou consultas e oficinas locais com representantes de diferentes instituições para a definição do desenho e elaboração do Plano de Gestão dos CEs Chapecó e Timbó. A promulgação oficial do decreto de criação do CE Chapecó saiu em janeiro de 2010. Em 2011, a finalização das negociações para execução do Programa Santa Catarina Rural (continuidade do Projeto Microbacias 2) com recursos do Governo do Estado e do Banco Mundial, garantiram parte dos recursos para sua implementação.

O CE Chapecó foi criado pelo Decreto Estadual nº 2.957/2010 (SANTA CATARINA, 2010b) e sua gestão está sob

responsabilidade da FATMA. No decreto de criação, seus principais objetivos incluem:

a) Conservar remanescentes da Floresta Ombrófila Mista e Campos Sulinos a partir de mecanismos econômicos, pautados na valorização das vocações regionais e dos recursos naturais da região;

b) Dar valor econômico aos remanescentes naturais a partir da regulamentação de mecanismo econômico de créditos de conservação;

c) Aumentar a permeabilidade da paisagem entre as Unidades de Conservação do oeste de Santa Catarina, com as Unidades de Conservação da Região Sul do Estado do Paraná garantindo o fluxo gênico das espécies da fauna e flora, a partir de um conjunto de ações que visam integrar desenvolvimento local e conservação dos recursos naturais;

d) Conservar e recuperar as áreas de preservação permanente da região;

e) Promover a melhoria na paisagem da região, garantindo a cobertura vegetal existente entre remanescentes de vegetação primária e em estágio médio e avançado de regeneração, propiciando *habitat* ou servindo de área de trânsito para a fauna residente nos remanescentes;

f) Orientar os proprietários rurais para a recuperação, conservação e averbação das áreas de reserva legal;

g) Agregar valor, produtividade e mercado para a produção agropecuária sustentável de produtos regionais, por intermédio da implantação de um sistema de integração econômico-ecológica.

1.2.3 O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais do Corredor Ecológico Chapecó

A concepção do programa de pagamento por serviços ambientais (PSA) do CE Chapecó se inspirou no modelo de banco de áreas ou *biobanking* adotado principalmente nos EUA e Austrália; no mercado de *offsets* de biodiversidade nos EUA, Austrália e Europa; nas tendências do mercado voluntário de carbono e perspectivas associadas às políticas de REDD+ (redução de emissões por desmatamento e degradação florestal) (FUKAHORI; ALARCON, 2012).

O modelo de PSA concebido foi baseado na estruturação de um Sistema de Créditos de Conservação (SICC) que deverá atuar na área de abrangência do CE Chapecó e do CE Timbó, localizado no planalto norte catarinense. Neste modelo, os créditos de conservação correspondem à valorização dos ativos ambientais em papéis securitizados, lastreados em área de floresta e campos de altitude (existente ou em processo de recuperação) ou em mudanças de práticas de uso dos recursos naturais, tendo como premissa compromissos ambientais responsabilizáveis aos proprietários rurais (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009; SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

A estrutura jurídica do SICC ainda não foi definida. Está em andamento um estudo jurídico e econômico para avaliação do modelo de gestão e de negócios do SICC. Esta contratação está sob coordenação da FATMA, no âmbito do Programa Santa Catarina Rural.

A proposta é que o SICC tenha um papel ativo no mercado. O SICC será responsável pela articulação de provedores e beneficiários e/ou investidores, pela captação e gestão de recursos, pela divulgação do programa de PSA, pela implantação das negociações (contrato), pelo pagamento dos participantes, pela provisão de suporte técnico aos participantes e pelo monitoramento dos contratos. No entanto, toda a execução de suas atividades deverá ser supervisionada pela FATMA, a quem caberá o acompanhamento dos resultados do monitoramento, o suporte técnico para averbação de Reservas Legais e acompanhamento da implantação das atividades de uso do solo e conservação no nível dos estabelecimentos agropecuários (SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

O SICC está associado a outras duas ferramentas de gestão: o Sistema de Cadastro de Áreas de Estoque Incremental Florestal (CADEF) e o Capital Semente.

✓ O CADEF consiste em um banco de dados georreferenciado, cujo objetivo é integrar informações e possibilitar o cruzamento, a consulta e a visualização de informações georreferenciadas relacionadas aos remanescentes naturais e áreas potenciais para a recuperação florestal na área de abrangência do CE Chapecó e do CE Timbó. O CADEF, sob responsabilidade da FATMA, disponibilizará ao SICC todas as

informações relacionadas as áreas potenciais para remuneração por serviços ambientais e, por outro lado, o SICCC deverá alimentar o CADEF com informações sobre novas áreas privadas com potencial para venda de créditos de conservação, ainda não registradas.

✓ O capital semente terá um papel alavancador para o início da comercialização dos créditos de conservação, ou seja, será o cliente líder do SICCC. Espera-se que o capital semente possibilite o aquecimento do mercado dos créditos de conservação e que o SICCC, posteriormente, dê continuidade ao pagamento dos proprietários pela manutenção dos serviços ambientais, a partir de recursos financeiros angariados no mercado.

O capital semente está vinculado ao Fundo de Desenvolvimento Rural, da Secretaria de Agricultura do Estado de Santa Catarina. Para acessá-lo, os produtores deverão assinar um contrato com validade de três anos. O recurso será repassado diretamente ao produtor rural, via apresentação de projeto ao FDR e aprovação mediante uma comissão formada por técnicos da FATMA e EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural) (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

O Programa Santa Catarina Rural previu a inclusão de 950 hectares (ha), distribuídos entre os CEs Chapecó e Timbó, no modelo de PSA, com recursos do capital semente. O objetivo é utilizar o capital semente como um projeto piloto, que deverá ser aperfeiçoado e expandido com o SICCC (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

Com a realização de um estudo econômico e jurídico deste modelo de PSA, novos critérios serão estabelecidos para a comercialização dos serviços ambientais. Para tanto, o funcionamento do modelo de PSA prevê também uma regulamentação jurídica estadual, cujo instrumento legal ainda não foi definido.

Os créditos de conservação deverão representar a unidade de um hectare e o sistema de comercialização e gestão financeira (anual ou referente a um intervalo específico de tempo, como por exemplo, cinco anos) ainda será avaliado. Não obstante, a manutenção do negócio do Sistema de Créditos

deverá funcionar a partir das demandas existentes no próprio mercado (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

Um maior detalhamento do SICC e instrumentos complementares previstos estão apresentados no capítulo IV.

1.3 PRINCIPAIS CONCEITOS E PRESSUPOSTOS DA TESE

1.3.1 Serviços Ecossistêmicos & Serviços Ambientais

Mooney e Ehrlich (1997) fazem uma interessante retrospectiva sobre o reconhecimento dos serviços providos pelos ecossistemas na literatura. Passando por Platão, políticos norte-americanos do século XIX, poetas e diversos ecólogos e economistas do século XX discutiram de diferentes maneiras sobre a importância da manutenção dos ecossistemas para a sobrevivência humana. Mas foi a partir dos anos 1970 que os esforços para definir uma lista sistemática dos benefícios dos ecossistemas naturais para a sociedade e para definir métodos capazes de valorá-los, tornaram-se mais frequentes (DE GROOT, 1992). Nos anos 1980, Ehrlich e Ehrlich (1981) cunharam o termo serviços ecossistêmicos para designar o que diversos autores vinham chamando de “serviços públicos dos ecossistemas globais” ou simplesmente “serviços da natureza”. Estas designações eram atribuídas a algumas funções dos ecossistemas, tais como a ciclagem de nutrientes, o controle de pragas, a purificação da água e do ar, a ciclagem do carbono, entre outras (MOONEY; EHRLICH, 1997).

Dentre as definições mais conhecidas estão a de Gretchen Daily, publicada em seu livro *Nature's Services* (Os Serviços da Natureza), onde a autora descreve serviços ecossistêmicos como “as condições e os processos através dos quais os ecossistemas naturais e suas espécies sustentam e satisfazem a vida humana. Os serviços ecossistêmicos mantêm a biodiversidade e a produção de bens ecossistêmicos, tais como fibras, alimentos, madeira, produtos farmacêuticos, combustível, entre outros” (DAILY, 1997, pp. 3). No mesmo ano, Costanza e colegas utilizaram uma definição mais simples, considerando os “serviços ecossistêmicos como os benefícios que as populações humanas obtêm direta ou indiretamente das funções dos ecossistemas” (COSTANZA et al., 1997). Nesta definição, os bens

ecossistêmicos são tratados de maneira conjunta com os serviços.

Os esforços para estabelecer uma classificação que defina a origem dos bens e serviços ecossistêmicos e suas relações com as funções, os processos e as estruturas dos ecossistemas são verificados em Norberg (1999), De Groot (2002), Boyd e Banzhaf (2007), Wallace (2007), Costanza (2008), Fisher, Turner e Morling (2008), Fisher e Turner (2008), Lamarque, Quétier e Lavorel (2011). Nestes estudos existe uma preocupação comum em definir um sistema de classificação que possibilite o levantamento, o mapeamento e a valoração dos serviços ecossistêmicos de forma a gerar informações para a tomada de decisão e para o manejo dos ecossistemas. No entanto, a despeito destes esforços, o conceito e a classificação mais comumente utilizados são aqueles estabelecidos pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM) (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003). Segundo a AEM, “os serviços ecossistêmicos são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003, p. 55). Eles procuraram simplificar os conceitos definidos por Daily (1997) e Costanza et al. (1997). Além da conceituação, a AEM define quatro categorias de serviços ecossistêmicos que estão baseados nas características de funcionalidade dos ecossistemas. São eles: os serviços de provisão (incluem os bens ecossistêmicos - fibras, água, recursos genéticos, combustível, alimentos, etc.); serviços de regulação (manutenção da qualidade da água, regulação da temperatura e da água, controle da erosão, controle de pragas, polinização, entre outros); serviços culturais e estéticos (valores espirituais, religiosos e estéticos, diversidade cultural, recreação, ecoturismo, entre outros); e, por fim, os serviços de suporte, que são considerados como a base para a produção dos demais (formação do solo, produção primária, provisão de habitat, ciclagem de nutrientes, etc.).

A confusão semântica e conceitual gerada em torno do tema também está pautada no surgimento de outros conceitos que se misturam ao conceito de serviços ecossistêmicos, dentre os quais merece destaque serviços ecológicos, serviços de paisagem e serviços ambientais. O termo serviços ecológicos, embora seja utilizado em alguns casos como sinônimo de serviços ecossistêmicos (MOBERG; FOLKE, 1999), é mais

comumente aplicado para descrever os serviços providos particularmente por espécies ou um grupo de espécies. Um exemplo clássico seria a polinização, provida pelas abelhas e outros insetos (KOELLNER, 2010; LAMARQUE; QUÉTIER; LAVOREL, 2011). Já o termo serviços de paisagem refere-se aos serviços providos por regiões geográficas distintas, considerando as características socioeconômicas e tecnológicas do sistema de uso do solo e os fatores bióticos e abióticos (LAMARQUE; QUÉTIER; LAVOREL, 2011). O termo serviços ambientais é utilizado com muito mais frequência comparativamente aos outros dois, sendo aplicado comumente como sinônimo de serviços ecossistêmicos.

De acordo com Swallow et al. (2009) a principal diferença entre serviços ecossistêmicos e serviços ambientais é a inclusão ou exclusão dos serviços de provisão. Serviços de provisão são bens ecossistêmicos para os quais se estabelece mais facilmente um mercado. Para estes autores, os serviços ambientais correspondem aos serviços de regulação, culturais e estéticos e de suporte, para os quais dificilmente se estabelece um sistema de mercado. Koellner (2010) sugere que o termo serviços ambientais seja adotado para aqueles serviços produzidos pelo homem, os quais podem parcialmente substituir os serviços ecossistêmicos. Exemplos incluem tratamento de água e produção de energia hidrelétrica.

Neste trabalho adota-se o conceito definido por Muradian et al. (2010), que consideram os serviços ecossistêmicos como uma subcategoria dos serviços ambientais. Segundo os autores, os serviços ecossistêmicos estão relacionados apenas aos benefícios providos pelos ecossistemas naturais, enquanto os serviços ambientais incluem também os benefícios associados aos diferentes tipos de ecossistemas manejados pelo homem.

Esta classificação faz-se pertinente uma vez que cada vez mais os ecossistemas naturais encontram-se alterados e utilizados pela sociedade. Muitas das ações estabelecidas em programas de conservação visam à melhoria destes ecossistemas por meio da intervenção humana. Além disso, há uma série de práticas agrônômicas agroecológicas que vêm fomentando a provisão de serviços ambientais em agroecossistemas, tais como o controle da erosão, aumento da fertilidade do solo, ciclagem

de nutrientes, aeração do solo e aumento da biodiversidade, entre outros.

1.3.2 A Economia Ecológica e a Valoração dos Serviços Ambientais

A economia ecológica vem tomando amplo espaço em diferentes meios da sociedade e adquirindo muito adeptos, especialmente entre o público preocupado com a conservação dos recursos naturais e com os caminhos do modelo de desenvolvimento econômico predominante. Não obstante, Farley, Erickson e Daly (2005) afirmam que a economia ecológica não é uma disciplina, e não aspira sê-lo. No livro *“Ecological economics: a workbook for problem-based learning”* os autores definem a economia ecológica como uma transdisciplina, que está em processo de construção.

Em uma economia onde os recursos naturais são tratados como permanentemente substituíveis e onde a tecnologia pretende resolver qualquer conflito relacionado à escassez de recursos e à geração de resíduos, dois autores foram destacados como pivôs da origem dos conceitos adotados pela economia ecológica no século XX. Kenneth Boulding e Nicholas Georgescu-Roegen questionaram a substituíbilidade permanente dos recursos naturais e a noção de crescimento ilimitado preconizada pela teoria econômica neoclássica (CECHIN; VEIGA, 2010).

Boulding, em seu livro *“The economics of the spaceship Earth”*, denomina a economia neoclássica de “economia do cowboy”, cujas principais características são a busca incessante pela expansão, conquista e consumo crescentes. O autor defende uma “economia da espaço-nave”, onde a Terra deveria funcionar como um sistema fechado, e a produção e o consumo deveriam ser minimizados. Para Boulding “o sucesso da economia não estava relacionado ao aumento da produção e do consumo, mas sim às mudanças tecnológicas que resultem na manutenção do estoque do capital com a menor utilização dos recursos naturais”. Ele defendia que a economia deveria transforma-se em um sistema fechado, onde fosse possível a máxima re-utilização dos recursos produzidos por meio da tecnologia (BOULDING, 1966; CECHIN; VEIGA, 2010).

Nicolas Georgescu-Roegen, no final dos anos 1960, questionou a eficiência produtiva do sistema econômico ao destacar que a quantidade de matéria e energia incorporada aos bens finais é menor do que aquela utilizada no processo de produção, ou seja, a produção de bens gera resíduos e, portanto, não é plenamente eficiente. Nicolas Georgescu-Roegen introduziu na teoria econômica neoclássica o conceito de entropia e alertou sobre a falha da economia neoclássica em não considerar os ciclos de energia e matéria produzidos e consumidos pelo sistema econômico e que se interrelacionam com a sociedade e o meio ambiente (ROMEIRO, 2003). Para o autor, este matemático e economista trouxe a ideia de irreversibilidade e de limites para a economia neoclássica, em um período onde os recursos naturais não eram vistos como limite absoluto à expansão da economia.

Na teoria neoclássica, os bens e serviços providos pelos ecossistemas são infinitamente substituíveis, seja por novos bens e serviços, seja pelo capital construído pelo homem, a partir do progresso tecnológico da sociedade. Para os economistas neoclássicos, as forças de mercado são capazes de solucionar tanto o problema da alocação de recursos, como também os problemas sociais, (relacionados à distribuição dos recursos nesta e nas futuras gerações) e ambientais (relacionados à capacidade de carga dos ecossistemas), associados ao processo produtivo (CAVALCANTI, 2004; FARLEY; ERICKSON; DALY, 2005).

Na economia ecológica, embora se reconheça a importância da tecnologia como forma de reduzir impactos e tornar os processos produtivos mais eficientes, os bens e serviços providos pelos ecossistemas não são vistos como permanentemente substituíveis. Segundo os economistas ecológicos, a escassez dos recursos naturais e a capacidade de suporte dos ecossistemas e dos processos ecológicos impõem restrições ao crescimento econômico (CECHIN; VEIGA, 2010; ROMEIRO, 2003).

Para Daly (1993), o crescimento e o desenvolvimento econômico são significativamente diferentes e antagônicos. Enquanto o crescimento econômico representa a contínua aquisição e entrada de matéria no sistema econômico, o desenvolvimento econômico está relacionado à expansão e à

realização das potencialidades humanas sem o crescimento material. O autor, inspirado por John Stuart Mill (economista do século XIX) e Kenneth Boulding, defende a “economia do estado estacionário” que preconiza a estabilização do crescimento populacional e do processo de uso de recursos naturais e geração de resíduos. Na economia estacionária “a quantidade de recursos naturais utilizada seria suficiente apenas para manter constantes o capital e a população, assim os recursos primários só poderiam ser utilizados para melhorar qualitativamente os bens de capital” (CECHIN; VEIGA, 2010).

Na visão da economia ecológica, o mercado falha na alocação de recursos, uma vez que as externalidades associadas ao uso e exploração dos recursos naturais para gerar bens e serviços para sociedade não são considerados no mercado (CAVALCANTI, 2004; MARQUES; COMUNE, 1997; ROMEIRO, 2003). Para os economistas ecológicos, as externalidades geradas a partir dos processos produtivos não podem ser assimiladas no mercado de forma a gerar uma alocação ótima de recursos e, assim alcançar uma escala ideal (FARLEY; ERICKSON; DALY, 2005).

As dimensões da teoria econômica neoclássica e da economia ecológica são inversas. Enquanto, para os teóricos da economia neoclássica, a economia representa um sistema onde os bens e serviços providos pelos ecossistemas são vistos como subsistemas com impactos setoriais, na economia ecológica, a economia é entendida como um subsistema aberto, dentro do sistema natural global (CECHIN; VEIGA, 2010; DALY, 1992; FARLEY; ERICKSON; DALY, 2005).

A economia ecológica se preocupa com a distribuição de bens e serviços em uma escala sustentável (considerando os limites biofísicos do planeta), a distribuição justa (escala intergeracional) e a alocação eficiente de bens e serviços providos pela natureza (DALY, 1992; FARLEY; ERICKSON; DALY, 2005).

Na abordagem da economia ecológica, é fundamental estabelecer limites nos processos produtivos que envolvem a extração de recursos naturais e a geração de resíduos, respeitando os limites da capacidade de absorção e regeneração dos ecossistemas (ALIER, 1998).

Enquanto a economia ecológica surge como uma linha teórica crítica da economia neoclássica, frente ao agravamento da degradação dos bens e serviços providos pelos ecossistemas, a economia ambiental, que teve sua origem nos anos 1970, preocupa-se em internalizar os custos associados às externalidades geradas pela exploração dos recursos naturais no mercado, como forma de corrigir suas falhas (CHANG, 2001; MOTA et al., 2010).

As duas linhas teóricas diferem-se pelo simples fato que a economia ambiental é vista como a inserção da problemática ambiental na teoria econômica neoclássica, enquanto a economia ecológica critica a crença de que o mercado dará solução aos problemas relacionados à escassez dos bens e serviços promovidos pelos recursos naturais e suas interrelações (CHANG, 2001; FOLADORI, 2001).

Para Farley e Costanza (2010) a abordagem da teoria da economia ecológica busca a eficiência econômica, tendo em vista a distribuição justa e o alcance de diversos objetivos relacionados à sustentabilidade ecológica, utilizando mecanismos diversos baseados em mercados ou não, enquanto a abordagem da economia ambiental volta-se apenas à maior eficiência econômica a partir da inserção dos serviços providos pela natureza no mercado. Segundo os autores, “a economia ambiental consiste em um caso específico dentro da abordagem mais geral da economia ecológica”.

Com as perspectivas trazidas pela economia ambiental e pela economia ecológica, após os anos 1970, a valoração dos bens e serviços providos pelos ecossistemas começa a ser discutida não somente dentro da economia, mas também dentro das ciências naturais.

Segundo Marques e Comune (1997), a atribuição de valor aos bens e serviços providos pelos ecossistemas resultou em diversas classificações de tipos de valores. Boyle e Bishop, (1985) definem os tipos de valores em: valor de uso consuntivo, valor de uso não consuntivo, valor de uso indireto e valor de existência. Pearce e Turner (1990), por sua vez, definem os tipos de valores relacionados aos bens e serviços providos pelos ecossistemas em: valor de uso direto, valor de uso indireto, valor de opção e valor de existência.

O valor de uso direto está relacionado ao uso (comercial ou não) de determinado bem ambiental. Medicamentos, sementes, óleos, frutos, madeira, lenha e outras matérias-primas utilizadas como fonte de recursos, refletem o valor de uso direto dos recursos naturais. Já o valor de uso indireto está associado a benefícios gerados indiretamente pelos bens e, principalmente, pelas funções dos ecossistemas. A polinização, o seqüestro de carbono, a proteção de bacias hidrográficas e a ciclagem de nutrientes são alguns dos diversos benefícios apropriados indiretamente pela humanidade (MOTA et al., 2009; RANDALL, 1997). O valor de opção, por sua vez, refere-se à “possibilidade de deixar as portas abertas para consumir um bem ou serviço no futuro” (ALPÍZAR, 2010). Por fim, o valor de existência está relacionado à satisfação dos indivíduos pela existência de determinado objeto (ou processo natural), mesmo que este indivíduo não obtenha benefícios diretos ou indiretos pela sua presença (ORTIZ, 2003).

MOTA et al. (2009) avaliam a valoração econômica dos bens e serviços providos pelos ecossistemas como a principal estratégia relacionada a uma tentativa de internalização dos custos e benefícios associados às externalidades geradas pelo seu uso. Andrade (2010) destaca que a valoração dos bens e serviços ecossistêmicos é uma estratégia importante, que pode subsidiar o seu manejo e conservação, embora ainda haja muita controvérsia sobre como fazê-lo e de como evitar uma “comoditização” (CARPENTER; TURNER, 2000; FARLEY; COSTANZA, 2010).

Para Farley (2008) a valoração de bens serviços ausentes do mercado poderia ser feita por meio de taxas e impostos, além de outros instrumentos econômicos, embora tenha destacado que essas abordagens não devessem ser utilizadas indiscriminadamente.

O estudo de Costanza et al. (1997) está entre os primeiros e mais amplos estudos, em termos de escala, que propuseram valores monetários aos bens e serviços providos pelos ecossistemas. Apesar das limitações dos métodos utilizados, baseados principalmente em dados secundários de estudos que avaliaram a disposição a pagar pela melhoria ou perda de tais bens e serviços, este estudo é considerado como referência no que tange à visibilidade da enorme relevância dos atributos

“invisíveis” da natureza. Recentemente, os US\$ 33 trilhões/ano estimados como o valor dos serviços providos pelos ecossistemas pelos autores foram revistos para 2007 e alcançaram um valor total de US\$ 125 trilhões/ano (COSTANZA et al., 2014).

Segundo Pattanayak et al. (2010), as teorias econômicas de Pigeout e Coase, ao longo dos anos 20 e 60, respectivamente, já sinalizavam que a implementação de mecanismos que subsidiassem a relação provedores e beneficiários de recursos naturais, poderia resultar na sua manutenção em longo prazo.

Entretanto, até os anos 1980, grande parte das ferramentas de conservação estava pautada em mecanismos de comando em controle ou taxas ambientais, onde o princípio predominante era o do poluidor-pagador. A partir dos avanços relacionados à valoração ambiental, impulsionados pelo profundo agravamento da perda da biodiversidade, foi que começaram a surgir diferentes estratégias de pagamento pelos serviços providos pelos ecossistemas, como uma alternativa aos modelos de conservação predominantes.

1.3.3 Pagamento por Serviços Ambientais

O pagamento por serviços ambientais é considerado um enfoque recente dentre as políticas de conservação ambiental. Pautado no princípio protetor-recebedor, o pagamento por serviços ambientais (PSA) procura compensar provedores de serviços ambientais pelas externalidades positivas geradas pela sua provisão (MAYRAND; PAQUIN, 2004).

Entre os conceitos mais utilizados para o termo pagamento por serviços ambientais está aquele estabelecido por Wunder (2005) que define PSA como “uma transação voluntária, onde um serviço provido por determinado ecossistema ou por um determinado tipo de uso da terra é comprado, por um ou mais compradores, de pelo menos um provedor, tendo como premissa a condição de que o provedor dos serviços, ou usuário da terra, mantenha a sua provisão”. No entanto, o próprio autor chamou a atenção para o fato de que nem todos os programas de PSA preenchem estes critérios, atribuindo o conceito de *PSA-like* para a diversidade de programas que preenchem apenas partes dos critérios (WUNDER, 2005, 2007).

Segundo Engel et al. (2008), a lógica do pagamento por serviços ambientais está baseada no teorema de Coase, dos anos 1960, onde parte-se do princípio que na presença de externalidades negativas geradas pelo mau uso dos recursos naturais, os problemas surgidos podem ser superados, sob certas circunstâncias, por meio de negociação entre as partes afetadas, que incluem desde indivíduos até entidades supranacionais. O teorema de Coase considera dois critérios fundamentais que podem garantir uma situação de negociação e concorrência perfeita entre as partes afetadas, os custos de transação e os direitos de propriedade da terra. Em uma situação onde haja baixos custos de transação e onde a propriedade da terra esteja claramente estabelecida, a figura intermediária do Estado é dispensável, uma vez que com esses critérios é possível se alcançar uma provisão ideal de bens e serviços ambientais por meio de negociações baseadas no mercado entre as partes afetadas/interessadas (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MURADIAN et al., 2010).

Desta forma, a criação de mercados para comercializar os serviços ambientais se tornou uma solução para as falhas de mercado que levam à superexploração destes serviços. Não obstante, alguns autores não consideram o PSA um mecanismo baseado apenas em abordagens de mercado, integrando a este conceito mecanismos de compensação ou prêmio, sem transações comerciais (BORN; TALOCCHI, 2002; FARLEY; COSTANZA, 2010; HERCOWITZ; MATTOS; SOUZA, 2009; SWALLOW et al., 2009). Farley and Costanza(2010)criticaram a definição de Wunder, julgando-a inapropriada, pelo fato de que nem todos os programas de PSA requerem abordagens de mercado, como é o caso de dezenas de programas baseados em taxas ou cobranças compulsórias, a exemplo da lei do ICMS Ecológico no Brasil.

Leimona (2011) define três tipos de PSA: a) PSA de serviços ambientais comoditizados; b) PSA como compensação por oportunidades perdidas e; c) PSA como co-investimento no manejo da paisagem. O primeiro deles abrange programas de PSA baseados na condicionalidade com inserção direta no mercado, a exemplo do sistema de cotas *cap and trade* do mercado de carbono. No segundo, paga-se o provedor para adotar determinado uso da terra em detrimento de outro que

causaria maior impacto sobre a provisão de serviços ambientais. Considerado o tipo mais comum de PSA, abrange muitos dos programas associados à conservação de recursos hídricos no Brasil. O terceiro está mais relacionado com programas governamentais ou em terras privadas, onde se planeja determinadas ações de uso da terra de maneira coletiva, fomentando a manutenção dos serviços ambientais, tais como o programa Bolsa Floresta.

Muradian et al. (2010) fazem uma revisão do conceito adotado para o PSA com base nas características dos programas em andamento em diferentes regiões, mais especificamente nos países em desenvolvimento. Os autores propõem uma definição mais abrangente (adotada nesta tese), que procura incluir a variedade dos tipos de programas de PSA existentes. Para os autores, programas ou esquemas de PSA “consistem em uma transferência de recursos entre atores sociais, a qual tem como objetivo criar incentivos para alinhar decisões individuais ou coletivas de uso da terra com os interesses sociais no manejo dos recursos naturais”. Tais transferências podem ser monetárias (pagamento direto aos provedores) ou não (transferência de tecnologia, capacitação, materiais para benfeitorias, melhoramento em infra-estrutura, etc...) e devem incluir as relações sociais e os valores locais, considerados como critérios fundamentais para o alcance dos resultados do programa.

Alguns critérios são fundamentais para que um programa de PSA atinja os objetivos de provisão dos serviços ambientais em longo prazo:

- *Adicionalidade*: para que um programa de PSA tenha eficiência e justifique-se frente a outras iniciativas de conservação, é preciso que os pagamentos ou a transferência de recursos (monetários ou não) resulte na mudança desejada de uso do solo para manutenção ou aumento da provisão dos serviços ambientais foco do programa. Quando o programa não ocasiona a mudança desejada ou quando na ausência dele as práticas desejadas se manteriam de qualquer maneira, os recursos despendidos não têm razão de ser, ou seja, o PSA não gera adicionalidade com relação ao *status quo*. A adicionalidade é mencionada como um critério chave para avaliação da efetividade de programas de PSA. O estabelecimento de uma

linha de base e o monitoramento constituem parte das ferramentas que vão permitir avaliar se o programa gera ou não adicionalidade em longo prazo (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; WUNDER, 2005).

- *Permanência*: está relacionada à manutenção dos recursos utilizados como moeda de troca no programa de PSA em longo prazo, como forma de garantir a manutenção das ações que promovem a provisão dos serviços ambientais focais do programa. Sem permanência corre-se o risco de que na ausência do programa, as ações adotadas sejam paralisadas ou revertidas. Quanto a isto, Muradian et al.(2010) destacam que uma estratégia é dar menos peso ao valor do incentivo econômico e mais a outros tipos de incentivos, como as motivações intrínsecas e valores culturais. Quando programas de PSA são estruturados para conhecer e estimular motivações intrínsecas por meio de um processo de empoderamento social, eles têm uma possibilidade muito maior de serem mais exitosos em longo prazo (CLEMENTS et al., 2010).

- *Condicionalidade*: é considerada um fator chave para a transferência de recursos para os provedores dos serviços ambientais à medida que a provisão é assegurada. A condicionalidade normalmente é medida por indicadores ecológicos ou por medidas de uso e conservação do solo. Muito poucos programas conseguem avaliar a provisão do serviço ambiental em si, devido, principalmente, aos custos associados ao monitoramento e às dificuldades de medição (SOMMERVILLE; JONES; MILNER-GULLAND, 2009).

- *Inclusão social e equidade de acesso*: estes fatores ainda são amplamente debatidos na literatura sobre PSA. Há autores que destacam que o alívio a pobreza e outros objetivos de desenvolvimento social devem ser vistos apenas como objetivos secundários ou consequências dos programas de PSA, já que recursos para conservação da biodiversidade e manutenção de serviços ambientais são escassos (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Por outro lado, há autores que destacam que sem a inclusão destes objetivos, programas de PSA não promoverão soluções sustentáveis em longo prazo, especialmente em países em desenvolvimento (CLEMENTS et al., 2010; LEIMONA, 2011; SOMMERVILLE; JONES; MILNER-GULLAND, 2009). Para Muradian et al. (2010) programas de PSA deveriam fazer parte de um

portfólio de programas de desenvolvimento rural, ao invés de serem considerados como uma ferramenta exclusiva de proteção ambiental.

1.4 ESTRUTURAÇÃO DA TESE

Esta tese está estruturada em quatro capítulos formados por artigos independentes, além de uma introdução e uma conclusão geral. A introdução geral apresenta as perguntas da pesquisa, a área de estudo e os principais conceitos abordados ao longo da tese. No primeiro capítulo discute-se a percepção de produtores rurais sobre os benefícios gerados pelas formações florestais presentes em seus estabelecimentos agropecuários, procurando identificar quais os fatores que podem interferir nesta percepção. O segundo capítulo discorre sobre o impacto de políticas ambientais sobre a provisão de determinados serviços ambientais analisados a partir de modelagem de cenários de conservação, procurando identificar sinergias e *trade-offs* entre os serviços modelados. O terceiro capítulo discute sobre as motivações de produtores rurais em aderirem a um programa de PSA na área do CE Chapecó. O capítulo inclui uma análise sobre os valores mínimos declarados para participação no programa, bem como avalia os fatores-chaves que influenciam estes valores e as motivações de adesão. O último capítulo é um ensaio publicado em uma edição especial da Revista Sustentabilidade em Debate intitulada “Dossiê Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil”, publicado em 2013. Neste ensaio apresenta-se a estrutura do programa de Pagamento por Serviços Ambientais proposta pela FATMA para os CEs Chapecó e Timbó, com ênfase no primeiro, e são discutidos os principais aspectos relacionados ao modelo de gestão do programa de PSA proposto, tendo em vista mecanismos de gestão públicos e privados e seus potenciais impactos sobre a participação social no PSA. Na conclusão geral da tese procura-se resgatar os principais pontos dos capítulos independentes.

2. CAPÍTULO I - FLORESTA PRA QUÊ? USOS E BENEFÍCIOS DAS FORMAÇÕES FLORESTAIS DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SC.

RESUMO

Os serviços ambientais providos pelas formações florestais são fundamentais para a reprodução social e econômica das populações do meio rural na região tropical. A percepção destas populações sobre os serviços providos pelas florestas tem fornecido importantes subsídios para o planejamento ambiental de paisagens em diferentes escalas. No entanto, poucos trabalhos têm se dedicado a investigar este tema no Brasil. Este estudo teve como objetivo compreender como produtores rurais percebem o papel da floresta na manutenção de serviços ambientais, e que fatores são determinantes nas suas relações com os recursos florestais localizados em seus estabelecimentos agropecuários. Para tanto, foram aplicados questionários estruturados com 100 produtores rurais e 49 representantes de instituições locais em 21 municípios do Corredor Ecológico Chapecó, em Santa Catarina. Serviços de provisão e regulação foram mencionados com maior frequência. A disponibilidade hídrica ocupou o primeiro lugar (65%), seguido pela manutenção de hábitat para biodiversidade (34%) e lenha (23%). Dentre os serviços de regulação destacou-se regulação da temperatura (20%). Apenas 3% dos entrevistados relacionaram a floresta aos serviços culturais e estéticos. A renda e o uso local de recursos florestais foram as variáveis que melhor explicaram a percepção dos produtores rurais entrevistados sobre os benefícios da floresta. Contudo, o uso de recursos florestais tem sido limitado pelas restrições impostas pela legislação ambiental, o que afeta a percepção dos produtores rurais sobre a ampla gama de serviços ambientais providos pelas formações florestais do Corredor Ecológico Chapecó.

Palavras-chave: recursos florestais, percepção, serviços ambientais, agricultores

ABSTRACT

The environmental services provided by forests are essential to economic and social reproduction of the rural populations in the tropical regions. The perception of these populations about the services provided by forests play an important role for environmental planning of landscapes at different scales. However, few studies have been committed to investigate this issue in Brazil. This study aimed at understanding how farmers perceive the role of forests in maintaining environmental services, and what factors are determinants in their relations with the forest resources located on their properties. To this end, structured questionnaires with 100 farmers and 49 representatives of local institutions in 21 municipalities of the Chapecó Ecological Corridor, located in Santa Catarina. Provisioning and regulating services were mentioned most often. The water availability ranked first (65 %), followed by the maintenance of habitat for biodiversity (34 %) and firewood (23%). Among the regulating services stood out temperature regulation (20%). Only 3% of the interviewed related the forest to cultural and aesthetic services. The income and local use of forest resources were the variables that best explained the farmers' perception about the benefits of the forest. Nevertheless, the use of forest resources has been limited by restrictions imposed by environmental legislation, affecting the perception of farmers about the wide range of environmental services provided by forest at the Chapecó Ecological Corridor.

Key-words: Forest resources, perception, environmental services, farmers

2.1 INTRODUÇÃO

A valoração econômica de bens e serviços ambientais tornou-se uma ferramenta fundamental para garantir análises mais consistentes dos *trade-offs* esperados com as mudanças no uso e cobertura do solo no campo do planejamento ambiental (DAILY et al., 2009). Neste sentido, diversas ferramentas vêm sendo desenvolvidas e aplicadas em diferentes escalas (CARREÑO; FRANK; VIGLIZZO, 2012; GOLDSTEIN et al., 2012; NAIDOO; RICKETTS, 2006; NELSON et al., 2009). No entanto, uma das críticas a estas análises é que elas estão essencialmente baseadas em dados espaciais e ecológicos, desconsiderando os valores e a percepção das comunidades que manejam essas paisagens (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2012). A inclusão dos valores e da percepção social no processo de valoração de bens e serviços ambientais providos por paisagens naturais e antropizadas vem sendo considerada como uma alternativa ou como uma estratégia complementar aos estudos de valoração econômica (BROWN, 2013).

Segundo a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), a incorporação de valores e da percepção social no planejamento ambiental promove o empoderamento de comunidades e aumenta o suporte político para a definição de prioridades de investimento para manutenção de serviços ambientais e conservação da biodiversidade. Recentemente, estudos sobre a percepção de comunidades rurais sobre os benefícios e serviços ambientais providos por formações florestais abrangem diferentes escalas, com foco em uma cesta de serviços (MEIJAARD et al., 2013; RAYMOND et al., 2009) ou ainda em uma categoria específica (ALLENDORF; BRANDT; YANG, 2014; PLIENINGER et al., 2013). A percepção e o uso de recursos florestais podem servir como fonte de informação para tomada de decisão procurando compatibilizar objetivos de conservação e desenvolvimento, ou ainda podem ser espacializados, resultando em mapas de áreas prioritárias (ABRAM et al., 2013; BRYAN et al., 2010; RAYMOND et al., 2009). No entanto, grande parte das instituições locais e regionais ainda desenvolve ações setoriais, desconsiderando a visão de comunidades como variáveis sociais e ecológicas em paisagens em constantes transformações (FOLKE et al., 2011). A identificação da

percepção de comunidades rurais sobre os serviços ambientais e o uso de recursos naturais pode se constituir como a primeira etapa da construção de um processo de planejamento participativo.

As florestas tropicais abrigam grande parte da biodiversidade, proveem alimentos, medicamentos, combustível e fibras, além de fornecerem importantes serviços de suporte e regulação, como formação do solo, produção primária, manutenção dos ciclos de hidrológicos, purificação da água e ciclagem de nutrientes. Estima-se que 300 milhões de pessoas dependam diretamente dos recursos advindos das florestas tropicais (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005). Segundo a FAO (2011), estes recursos correspondem em média a 30% da renda de populações no meio rural nos trópicos. Em áreas rurais mais pobres, esta dependência pode ser ainda maior, atingindo até 70% da renda das famílias. A dependência das comunidades que vivem em áreas rurais e no entorno de Áreas Protegidas dos recursos providos pelas florestas tropicais é bastante variável, embora haja um consenso de que populações mais pobres tendem a depender mais dos recursos da floresta. As mudanças no uso e cobertura do solo em áreas de floresta tropical podem impactar significativamente essas comunidades (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005; CHOMITZ et al., 2007). A percepção destas pessoas, dependendo da classe social, possivelmente é diferente, e deve ser considerada nos estudos que incorporam esta variável.

A última década foi marcada pela perda anual de cerca de 5 milhões de hectares de florestas na escala global (FAO, 2011). Já a degradação florestal atingiu cerca de metade da área global sob florestas tropicais (ASNER et al., 2009). No Brasil, no bioma Mata Atlântica, o ritmo do desmatamento reduziu na última década, e as principais ameaças ao bioma estão relacionadas ao alto nível de fragmentação e à descaracterização da floresta por meio do corte seletivo, abertura de estradas, pisoteio do gado, fogo, entre outros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011a; RIBEIRO et al., 2009; VIBRANS et al., 2012a).

A amplitude geográfica do Brasil possibilita uma grande diversidade de tipos de uso e cobertura do solo e, associado a estes, diferentes comunidades rurais e florestais. Essas

comunidades variam desde indígenas ainda com costumes de caçadores-coletores, com alta dependência dos recursos florestais, até grandes latifundiários, que desenvolvem uma agricultura altamente mecanizada, cuja dependência dos recursos da floresta é baixa ou inexistente. A percepção desses diferentes tipos de comunidades do meio rural brasileiro sobre os fenômenos do desmatamento e, mais especificamente, sobre o papel da floresta, é certamente bastante variável. O envolvimento dessas comunidades no planejamento ambiental tem se tornado mais frequente com a ampliação dos processos democráticos e em função da falência de modelos de desenvolvimento implantados de cima para baixo, especialmente em Áreas Protegidas (FREDERICO; LOUREIRO, 2008). O estudo da percepção e uso dos recursos florestais considerando os diferentes atores sociais do meio rural poderá ter mais poder de contribuição, caso haja diferenças.

Este estudo teve como objetivo compreender como produtores rurais do Corredor Ecológico (CE) Chapecó, Santa Catarina, percebem o papel da floresta na manutenção de serviços ambientais fundamentais para suas atividades produtivas, tendo em vista diferentes categorias socioeconômicas. Ademais, procurou-se identificar quais fatores são determinantes na relação dos produtores rurais com os recursos florestais de seus estabelecimentos agropecuários de forma a prover subsídios para a implementação do CE Chapecó.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 Levantamento de dados primários

Foram realizadas entrevistas estruturadas com aplicação de questionários com dois grupos de atores sociais: provedores dos serviços ambientais (produtores rurais) e representantes de instituições tomadoras de decisão.

Os produtores rurais foram selecionados por região socioeconômica (RSE) segundo classificação estabelecida por Karam e Pinto (2007) no Plano de Gestão do Corredor Ecológico Chapecó (Figura 1):

- RSE de agricultura familiar tradicional: caracterizada pela predominância de pequenos estabelecimentos

agropecuários (tamanho médio 30 hectares) onde a família se dedica às atividades produtivas. Os tipos de atividades agropecuárias mais comumente encontradas incluem a pecuária leiteira e o policultivo (milho, feijão, etc.), e secundariamente a produção de madeira, criação de porco e abelha.

- RSE de agricultura familiar de assentamentos: caracterizada por estabelecimentos agropecuários adquiridos por meio da Reforma Agrária. As atividades agropecuárias assemelham-se às da RSE da agricultura familiar, com a principal diferença da produção de lenha e tamanho dos estabelecimentos agropecuários (normalmente 14 hectares);

- RSE de agricultura patronal de grãos: caracterizada pela predominância de médios e grandes estabelecimentos agropecuários (tamanho médio 537 ha) que se dedicam principalmente ao plantio da soja em rotação com outras culturas como feijão, aveia e triticale.

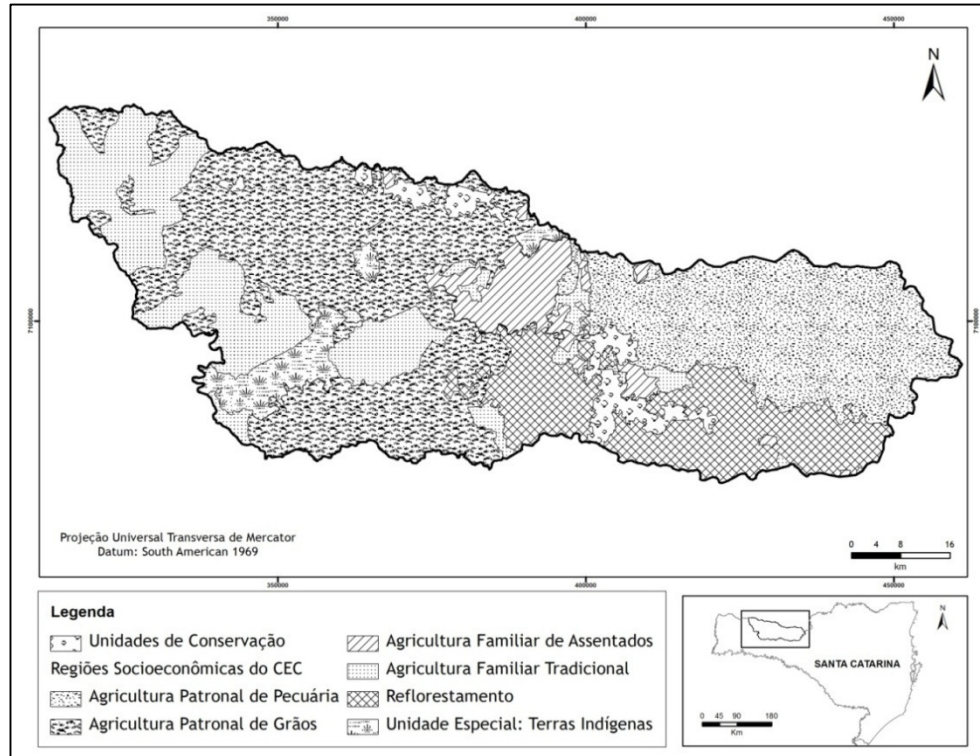
- RSE de pecuária de corte: caracterizada pela predominância de médios e grandes estabelecimentos agropecuários (em média 367 ha) dedicados à produção de pecuária de corte, reflorestamento, plantio de batata, soja, maçã e outros;

- RSE de silvicultura com espécies exóticas: caracterizada pela predominância de médios e grandes estabelecimentos agropecuários (em média 420 ha) dedicados à produção de pinus (*Pinus* spp.).

Para cada uma das regiões socioeconômicas foram entrevistados 20 produtores. A escolha dos entrevistados foi feita por meio de sorteio a partir de listagens disponibilizadas pelas Secretarias de Agricultura municipais e pela COOPTRASC - Cooperativa de Trabalho e Extensão Rural Terra Viva, no caso de produtores familiares de assentamentos da Reforma Agrária. O número de entrevistados foi distribuído proporcionalmente entre os municípios que compõem cada região socioeconômica, considerando o número de estabelecimentos agropecuários. Foram incluídos nas análises apenas os municípios que possuíam mais de 30% de sua área dentro dos limites das R.S.E, totalizando 21 municípios. Previamente à aplicação dos questionários, foi realizado um estudo piloto, em cada região socioeconômica, onde foram aplicados dois questionários teste

para avaliar a clareza, confiabilidade e adequação das perguntas previstas, os quais foram descartados posteriormente.

Figura 1: Mapa com regiões socioeconômicas da área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: Adaptado de Karam e Pinto (2007)

Com relação à categoria tomadores de decisão, foram entrevistados representantes das seguintes instituições: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural (EPAGRI) municipais, Gerência Regional da EPAGRI (Xanxerê e Chapecó), Secretarias Municipais de Agricultura e Meio Ambiente, Secretaria de Desenvolvimento Regional (Xanxerê) e Sindicatos de Trabalhadores e de Produtores Rurais (dois por região socioeconômica) (Tabela 1).

Tabela 1: Relação de representantes de instituições tomadoras de decisão entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.

Instituições Locais	Nº de entrevistados
Secretários de Agricultura e Meio Ambiente	20
Extensionista da EPAGRI municipal	20
Secretários Regionais da EPAGRI	2
Sindicato dos Trabalhadores Rurais	4
Sindicato dos Produtores Rurais	4

As entrevistas com os produtores rurais (Anexo 1) forneceram informações sobre suas características socioeconômicas, impressões sobre a relevância dos recursos florestais no estabelecimento agropecuário, tipos de usos realizados e desejáveis, e principais benefícios percebidos pelos produtores.

Os tomadores de decisão foram entrevistados tendo em vista a sua percepção sobre os serviços ambientais providos pelas formações florestais em estabelecimentos agropecuários situados na área de abrangência do CE Chapecó (Anexo 2).

2.2.2 Tratamento dos dados

A diferença entre o perfil dos produtores rurais por região socioeconômica foi avaliada através de Análise de Variância Multivariada (MANOVA). As características que compõem o perfil dos entrevistados e que foram testadas por meio de MANOVA foram: idade; escolaridade (anos de estudo); renda (número de salários mínimos); tamanho do estabelecimento agropecuário (hectares); área de floresta no estabelecimento agropecuário

(hectares); proporção da área de floresta no estabelecimento agropecuário (%); reserva legal averbada (sim ou não). A análise foi realizada com a função *manova* do pacote *stats* em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

As regiões socioeconômicas foram avaliadas como variável explicativa da percepção dos produtores rurais, incluindo os agentes tomadores de decisão, sobre o conjunto de serviços ambientais levantados. Os tipos de serviços ambientais foram quantificados por categorias da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005) (serviços de provisão, regulação, culturais e estéticos e de suporte) e testados através de Análise de Redundância (RDA). A análise foi realizada com a função *rda* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2013) em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

O perfil dos produtores rurais e seus estabelecimentos agropecuários foram avaliados como variáveis explicativas da quantidade de serviços ambientais percebidos. A contribuição dessas variáveis foi estimada através de Modelos Lineares Generalizados (GLM) e confrontada com métodos de seleção de modelos (BURNHAM; ANDERSON, 2002). A função de ligação do GLM teve como base a distribuição de Gaus. A variável qualitativa (Região Socioeconômica) foi codificada em 0 e 1. Modelos com interações entre variáveis também foram considerados (Tabela 2).

Tabela 2: Conjunto de variáveis para elaboração de modelos sobre a percepção de benefícios ambientais providos pelas formações florestais em estabelecimentos agropecuários em 2011 na área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó.

Categoria	Variáveis	Descrição	Unidade
Características dos proprietários	Idade	Idade do entrevistado	Anos
	Esc	Escolaridade	Anos de estudo
	Teprop	Período em que reside no estabelecimento agropecuário	Anos
	Uso	Recursos florestais utilizados no estabelecimento agropecuário	Número de recursos florestais elencados
	Renda	Salário	Número de salários mínimos
	afora	Atividade fora do estabelecimento agropecuário	1= sim 0= não
Características do estabelecimento agropecuários	Taprop	Tamanho do estabelecimento agropecuário	Área (hectares)
	Cop	Custo de oportunidade	Renda líquida/hectare/ano
	Mata	Área de floresta no estabelecimento agropecuário	Área (hectares)
	AF	RSE em que o produtor se insere: Agricultura Familiar	1= sim 0= não
	ASS	RSE em que o produtor se insere: Agricultura Familiar em assentamento da Reforma Agrária	1= sim 0= não

Categoria	Variáveis	Descrição	Unidade
	GRA	RSE em que o produtor se insere: Produção de Grãos	1= sim 0= não
	CORTE	RSE em que o produtor se insere: Pecuária de Corte	1= sim 0= não
	SILV	RSE em que o produtor se insere: Silvicultura	1= sim 0= não

Nota: RSE - Regiões Socioeconômicas

A seleção de modelos que melhor explicam os dados foi baseada nos menores valores do Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AIC) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). No conjunto de modelos, aqueles cujo valor de AIC diferia daquele do melhor modelo por mais de duas unidades ($\Delta AIC_c > 2$) foram considerados diferentes (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Optou-se pelo Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc), uma vez que o tamanho amostral (n) foi pequeno em relação ao número de parâmetros (k) [$n/K < 40$] (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Os modelos foram elaborados com a função *glm* do pacote *glmML* (BROSTRÖM; HOLMBERG, 2011) e agrupados para comparação com a função *aictab.glm* do pacote *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2013) em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

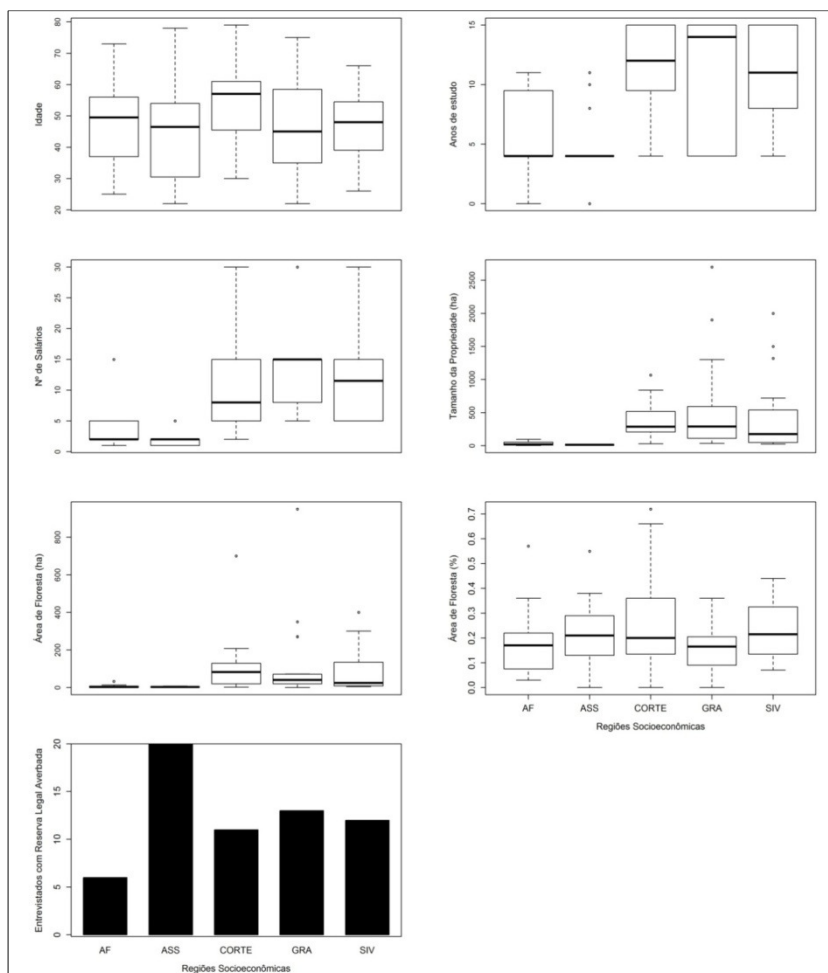
A diferença do uso de recursos florestais pelos produtores rurais foi averiguada através do teste Mann-Whitney, precedido dos testes de Bartlett e Shapiro-Wilk para avaliar os pressupostos (ZAR, 2010). As análises foram realizadas respectivamente com as funções *wilcox.test*, *bartlett.test* e *shapiro.test* do pacote *stats* em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

2.3. RESULTADOS

2.3.1 Perfil dos produtores e dos estabelecimentos agropecuários do CE Chapecó

Houve uma relação entre perfil e região socioeconômica a qual pertence os produtores rurais entrevistados. Com exceção da idade e da proporção de área de floresta no estabelecimento agropecuário, todas as outras características que definem o perfil dos produtores rurais entrevistados variaram segundo as RSE (*pillai* = 0.95; *df* = 28 a 368; $p < 0.001$) (Figura 2).

Figura 2: Perfil dos produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó, segundo regiões socioeconômicas.



Fonte: elaborada pela autora

Nota: AF - região socioeconômica com predominância de agricultura familiar tradicional; ASS - região socioeconômica com predominância de agricultura familiar de assentamento da Reforma Agrária; CORTE - região socioeconômica com predominância de pecuária de corte patronal; GRA - região socioeconômica com predominância de agricultura patronal de grãos; SIV - região socioeconômica com predominância de silvicultura.

A escolaridade dos entrevistados apresentou-se maior entre os produtores rurais das RSE de grãos, corte e silvicultura (em média dez anos de estudo), enquanto produtores familiares, sejam tradicionais ou assentados, possuem em média quatro anos de estudo, indicando que a maioria não completou o ensino fundamental. Nessas regiões socioeconômicas foram entrevistados cinco produtores analfabetos.

A renda declarada pelos entrevistados variou de um a mais de vinte salários mínimos (valor do salário mínimo no período era de R\$ 545,00), sendo o maior número médio de salários das RSE de produtores patronais (grãos, corte e silvicultura). A aposentaria foi declarada como a principal fonte de renda de cinco famílias da RSE com predominância de agricultura familiar de assentamento e de três famílias da RSE com predominância de agricultura familiar tradicional (Figura 2). Nas famílias cuja aposentaria representava a maior fonte de renda, a agricultura era realizada para subsistência.

O tamanho dos estabelecimentos agropecuários variou de 1,5 a 2.700 hectares. A RSE de grãos apresentou o tamanho médio mais alto, seguido da RSE de Silvicultura. Na RSE com predominância de agricultura familiar tradicional o tamanho dos estabelecimentos agropecuários variou de 1,5 a 96 hectares. No caso dos assentamentos, o tamanho dos estabelecimentos agropecuários variou muito pouco, sendo o tamanho mínimo 12 hectares e o máximo 19 (Figura 2).

As maiores áreas de floresta estão localizadas nos estabelecimentos agropecuários da RSE com predominância de pecuária de corte e de grãos. Em muitos casos, a área de mata está averbada em Reserva Legal. Dentre os entrevistados, 41% possuem Reserva Legal averbada em cartório, sendo que o maior número de averbações encontra-se na RSE de grãos (65%) e o menor número nos estabelecimentos agropecuários da RSE de agricultura familiar tradicional (30%).

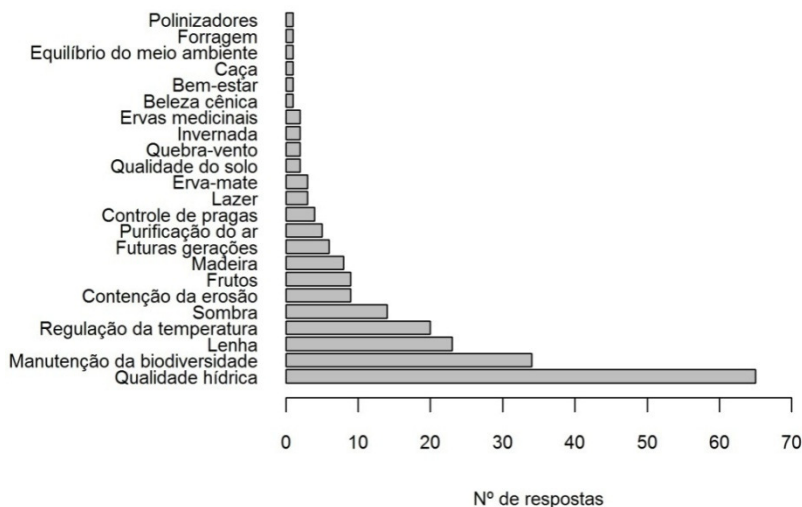
2.3.2 Percepção sobre os benefícios e uso de recursos da floresta

Os produtores rurais elencaram 23 serviços ambientais providos pelas formações florestais. Os serviços ambientais de provisão foram os mais citados (43%), seguidos pelos serviços de

regulação (26%), serviços culturais e estéticos (13%) e serviços de suporte (4%). Sete produtores (7%) afirmaram que a floresta não provê quaisquer benefícios para o estabelecimento agropecuário.

A qualidade e disponibilidade hídrica foram os serviços ambientais mencionados com maior frequência (65%), seguido pela manutenção de hábitat para biodiversidade (34%). Lenha e madeira foram mencionadas com uma frequência de 23% e 8%, respectivamente. O serviço de regulação da temperatura foi destacado por 20% dos produtores entrevistados. Já frutos, folhas e ervas-medicinais foram mencionadas por menos de 10% dos entrevistados. Apenas 3% dos produtores apontaram a floresta como espaço de lazer e recreação (Figura 3).

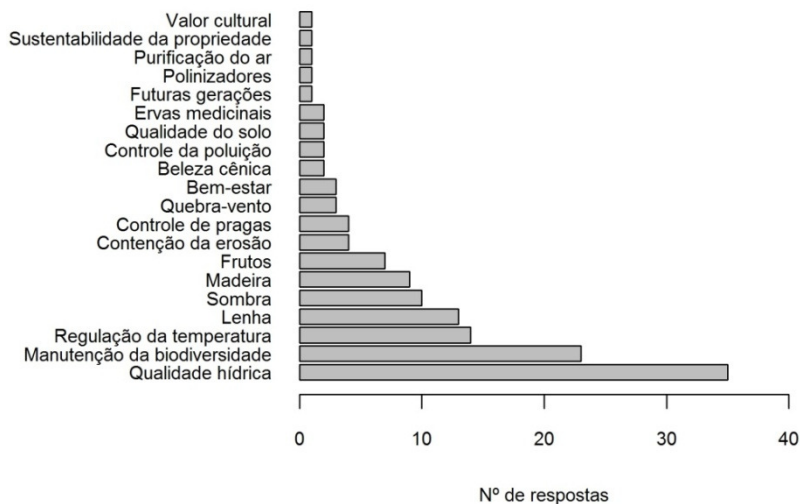
Figura 3: Serviços ambientais associados à presença de formações florestais elencados pelos produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Os 49 representantes de instituições locais entrevistados identificaram 20 tipos de serviços ambientais providos pelas formações florestais do CE Chapecó. Assim como com os produtores rurais entrevistados, os serviços ambientais percebidos com maior frequência foram qualidade/disponibilidade hídrica (71%) e secundariamente manutenção da biodiversidade (47%). Regulação da temperatura foi mencionado por 28% dos entrevistados (Figura 4).

Figura 4: Serviços ambientais associados à presença de formações florestais elencados por representantes de instituições locais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

As regiões socioeconômicas foi uma variável pouco explicativa dos tipos de serviços ambientais percebidos pelos entrevistados, com coeficiente de determinação ajustado baixo ($R^2 = 0,07$) apesar da relação significativa ($F = 2,013$; g.l=5; $p = 0,02$).

A renda e uso de recursos florestais foram as variáveis com maior peso na seleção de modelos. Os melhores modelos foram compostos por renda, uso e a respectiva interação entre estas variáveis (Tabela 3).

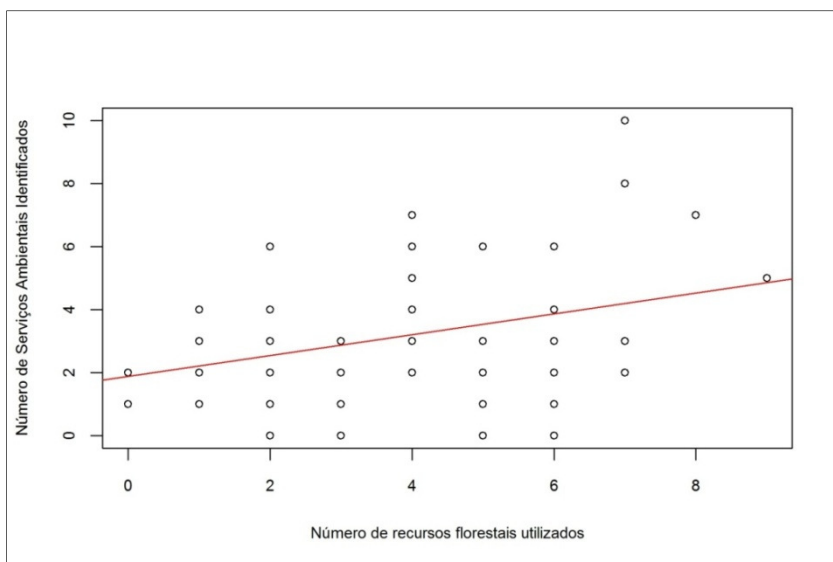
Tabela 3: Sumário do processo de seleção de modelos de variáveis que influenciam a percepção dos produtores rurais sobre os benefícios gerados por formações florestais.

Modelos	AICc	Δ AICc	AICcWt	LL
Servicos~renda+uso	390.80	0	0.49	-191.19
Servicos ~renda+ uso +renda* uso	391.85	1.05	0.29	-190.60
Servicos ~AF+ASS+GRA+CORTE+renda+ uso	394.26	3.46	0.09	-188.34
Servicos ~AF+ASS+GRA+CORTE+ uso	394.35	3.56	0.08	-189.57
Servicos ~ uso	395.47	4.68	0.05	-194.61
Servicos ~renda	402.10	11.30	0.00	-197.93
Modelo~global	405.13	14.33	0.00	-186.10
Servicos ~AF+ASS+GRA+CORTE	407.08	16.29	0.00	-197.09
Servicos ~taprop	408.91	18.11	0.00	-201.33
Servicos ~mata	409.62	18.82	0.00	-201.69
Servicos ~cop	410.44	193.64	0.00	-202.10
Servicos ~esc	410.55	19.75	0.00	-202.15
Servicos ~afora	410.56	19.76	0.00	-202.16
Servicos ~teprop	410.87	20.07	0.00	-202.31

Nota: Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc); número de parâmetros (K); diferença em relação ao menor valor de AICc (Δ AICc); peso de AICc de cada modelo (AICcWt); logaritmo natural da verossimilhança (LL). O modelo global inclui todas as variáveis.

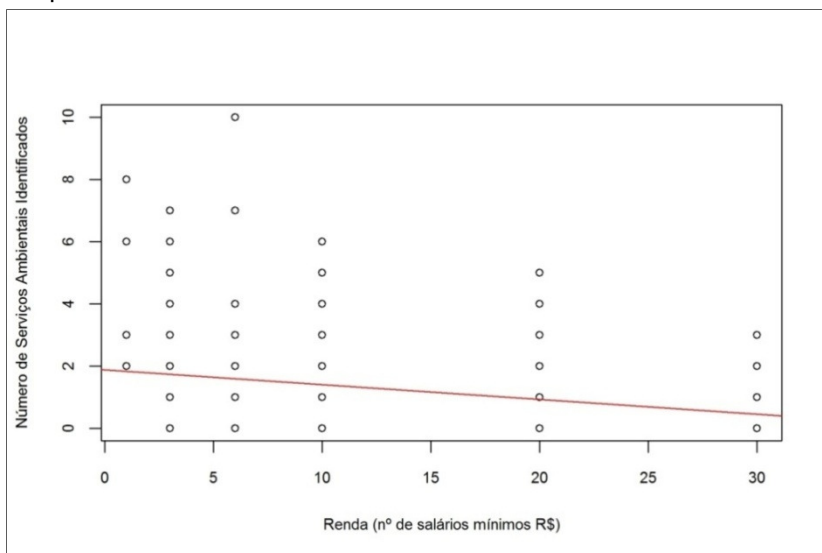
O uso dos recursos florestais e a renda tiveram tamanhos de efeito e sinais diferentes em relação ao número de serviços ambientais identificados; sendo o primeiro direta e o segundo indiretamente proporcional. Ou seja, quanto maior o número de recursos utilizados e menor a renda, maior o número de serviços ambientais percebidos (Figura 5 e 6).

Figura 5: Número de serviços ambientais percebidos em função do número de recursos florestais utilizados por produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

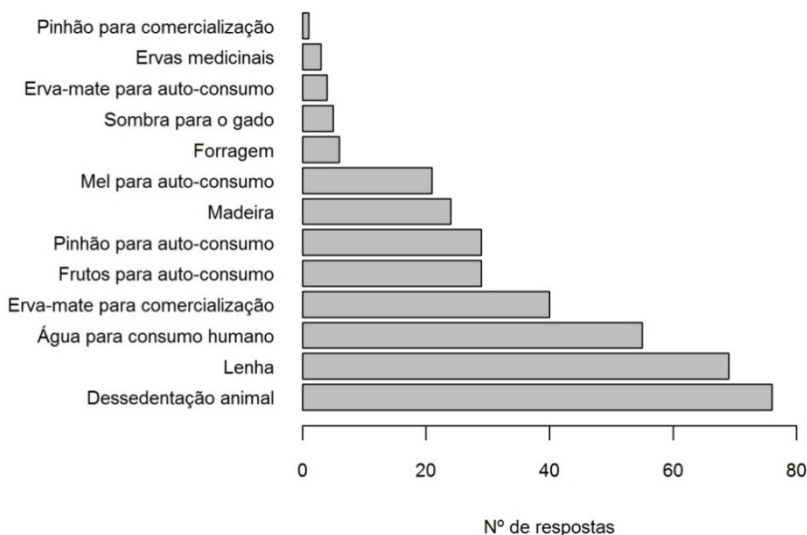
Figura 6: Número de serviços ambientais percebidos em função da renda (número de salários mínimos) declarada por produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Quanto ao uso dos recursos provenientes das formações florestais, a água para dessedentação animal foi mencionada por 78% dos entrevistados e para consumo humano por 55%. A lenha constituiu o segundo recurso florestal mais utilizado (68%), enquanto a madeira foi mencionada apenas por 25% dos entrevistados (Figura 7). Dentre os produtos não madeireiros, a erva-mate nativa teve destaque, pois foi mencionada por 40% dos entrevistados.

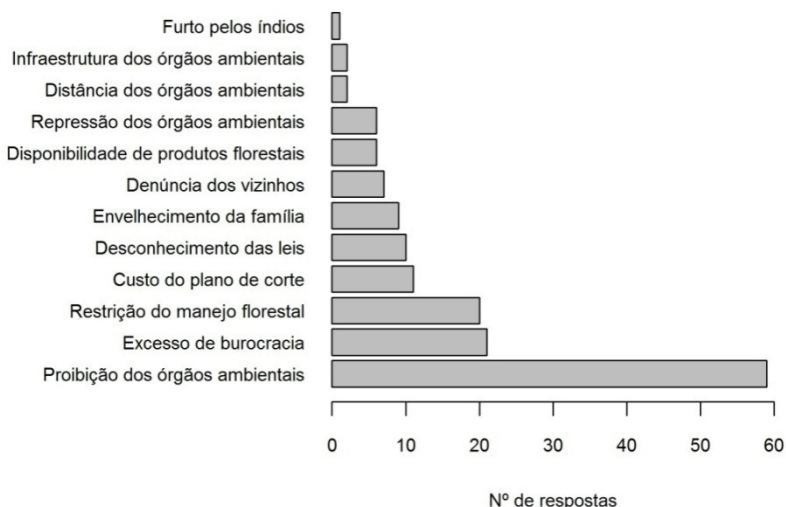
Figura 7: Uso de recursos provenientes das formações florestais elencados por produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Oitenta por cento dos entrevistados confirmaram ter algum tipo de dificuldade de acesso aos recursos florestais dos estabelecimentos agropecuários. Dentre essas, a proibição ao acesso imposta pelas agências ambientais foi a causa mencionada com maior frequência nas entrevistas, seguida pelo excesso de burocracia requerida para a liberação do uso desses recursos e das restrições impostas especificamente ao manejo florestal. Cabe destacar o desconhecimento das leis ambientais e o envelhecimento da família, apontados como causas na limitação do uso de recursos florestais por 10% dos entrevistados (Figura 8).

Figura 8: Frequência de respostas sobre a dificuldade de acesso aos recursos florestais dos estabelecimentos agropecuários por produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Perfil dos produtores e dos estabelecimentos agropecuários no CE Chapecó

Os dados revelaram uma ampla diferença no perfil dos produtores entrevistados segundo as RSE. Embora a região sul do Brasil seja considerada como um bom exemplo de distribuição de terras e desenvolvimento agrário na esfera nacional (NAVARRO, 2001), as diferenças encontradas no meio rural do CE Chapecó evidenciaram uma diferença social e econômica principalmente quando se compara os dados dos perfis dos produtores familiares e patronais. Estas diferenças por si só desafiavam a implementação do CE Chapecó e exigem políticas públicas diferenciadas para cada setor.

A baixa escolaridade encontrada entre os produtores rurais entrevistados, especialmente os familiares, corroborou os

dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (DIEESE; MDA, 2011), que indica seis anos como o período médio de estudo no meio rural brasileiro. A maior escolaridade dos produtores patronais já era esperada, uma vez que muitas famílias residem nas cidades, possuem maior acessibilidade às escolas, além de condições socioeconômicas que possibilitam aos filhos menor tempo de dedicação às atividades agrícolas e, portanto, mais tempo livre para a educação formal.

Já em relação ao tamanho dos estabelecimentos agropecuários, as RSE com predominância de agricultura familiar caracterizaram-se dentro dos limites estabelecidos pela Lei da Agricultura Familiar (BRASIL, 2006a), que indica dentre outros aspectos, estabelecimentos agropecuários com até quatro módulos fiscais. Já os demais estabelecimentos patronais encaixaram-se nas classificações de médio e grande estabelecimento rural para o estado de Santa Catarina.

A proporção de mata nos estabelecimentos agropecuários foi em média maior do que a encontrada para a região sul do Brasil (DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS; MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO, 2011) e o número de estabelecimentos agropecuários entrevistados com Reserva Legal averbada superou o da média nacional (30%) (SAFATLER, 2010). As proporções de mata nos estabelecimentos agropecuários estiveram de acordo com o encontrado por Zuchiwschi (2013) na área de estudo e por Siminski (2009) em cinco municípios distribuídos nas três principais fitofisionomias do estado. Estes resultados devem estar relacionados à exigência da Reserva Legal para acesso ao crédito agrícola desde 2008 (Resolução nº 3545/2008 do Conselho Monetário Nacional, Decreto Federal nº 7.029 de 2009), o que implicou em um esforço de averbação principalmente entre produtores patronais, providos de mais informação, recursos e acesso às agências ambientais.

As características observadas entre os diferentes grupos de produtores rurais (RSE) podem interferir de alguma forma na conservação das florestas em estabelecimentos agropecuários, assim como na percepção sobre os serviços ambientais providos pelas formações florestais. Tais aspectos são discutidos abaixo e devem ser levados em conta nas estratégias de implementação do CE Chapecó.

2.4.2 Percepção sobre os benefícios e uso dos recursos da floresta

A predominância de serviços ambientais de provisão dentre os mencionados pelos entrevistados corroborou o esperado, pois grande parte deles representa bens de uso direto (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003). Comumente, serviços de provisão florestais fazem parte da manutenção de estabelecimentos agropecuários e da reprodução social das famílias no meio rural, ao mesmo tempo em que podem gerar renda de forma esporádica ou contínua (SUNDERLIN et al., 2005).

A forte associação da floresta como fonte de água está de acordo com outros estudos realizados em comunidades rurais e do entorno de Áreas Protegidas (ABRAM et al., 2013; DOLISCA; MCDANIEL; TEETER, 2007; JUSTEN; MULLER; TORESAN, 2012; RAYMOND et al., 2009; SIMINSKI, 2009; VICENTE, 2010). A despeito de ressalvas levantadas por alguns autores (BISHOP; LANDELL-MILLS, 2005; CHOMITZ; KUMARI, 1998; PORRAS; GRIEG-GRAN; NEVES, 2008), a relação entre disponibilidade de água e floresta constituiu a modalidade mais comum de programas de pagamento por serviços ambientais (PSA) no Brasil e no mundo. Em 2011, esquemas de PSA para recursos hídricos chegaram a movimentar US\$ 8 bilhões, o que representa mais do que o dobro do montante gerado pelo mercado de carbono no mesmo período (BENNETT et al., 2012). No CE Chapecó, grande parte dos estabelecimentos agropecuários dependem da água captada diretamente em nascentes e rios protegidos por áreas de floresta. Com o aumento do período de estiagem e da poluição dos principais rios da bacia hidrográfica do rio Chapecó, a água para abastecimento humano e dessedentação animal obtida de nascentes e rios menores torna-se fundamental para a manutenção dos estabelecimentos agropecuários (DUARTE, 2007; MPB ENGENHARIA, 2009), o que pode reforçar ainda mais sua importância para a população local.

Lenha e madeira apareceram em frequência menor do que a esperada para um serviço de provisão tão importante (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005) e comumente utilizado por comunidades rurais (GODOY et al., 2002; MEIJAARD et al., 2013; VEDELD et al., 2007). Esse fato poderia estar

associado ao baixo uso desses recursos, o que, por sua vez, poderia levar a uma menor percepção sobre sua importância. No entanto, a lenha foi o segundo recurso florestal mais utilizado (68%), evidenciando uma diferença entre percepção e uso.

Serviços de provisão como frutos, folhas e ervas medicinais, também se esperava que fossem mencionados com uma frequência maior do que a obtida, devido à ampla diversidade de espécies nativas com potencial de uso alimentício e medicinal na região sul do Brasil (CORADINet al., 2011). Não obstante, menos de 10% dos entrevistados os apontaram dentre os benefícios florestais percebidos. Segundo Justen (2012), apenas uma pequena parte dos produtores rurais entrevistados no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina utiliza plantas nativas para fins alimentícios ou como medicamentos. O baixo reconhecimento desses serviços como benefícios florestais pode estar associado à perda do conhecimento ecológico pelas novas gerações de produtores rurais (ALLENDORF; BRANDT; YANG, 2014; JUSTEN; MULLER; TORESAN, 2012; MEIJAARD et al., 2013; SIMINSKI et al., 2011; ZUCHIWSCHI et al., 2010) ou ainda à predominância de comunidades com maior acesso à infra-estrutura e que, portanto, utilizam com maior frequência produtos processados (medicamentos) ou adquiridos no comércio em áreas urbanas (ABRAM et al., 2013; GODOY et al., 2002). Contudo, há um grande potencial para o uso racional desses recursos, o que pode se tornar objeto de campanhas de educação ambiental ou ações de extensão rural que visem resgatar a conexão das comunidades rurais do CE Chapecó com os serviços de provisão da floresta (FOLKE et al., 2011).

Os serviços de suporte são fundamentais nos ecossistemas naturais e fornecem a base para a produção dos demais tipos de serviços (AVALIAÇÃO ECOSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003). Produtividade primária, formação do solo, produção de biomassa e manutenção de habitat para biodiversidade constituem, na maior parte dos casos, serviços invisíveis para muitos residentes de áreas florestadas e entorno (RAYMOND et al., 2009). Na área de estudo, a manutenção de habitat para a biodiversidade foi o único serviço de suporte mencionado e ocupou o segundo lugar entre os serviços elencados pelos entrevistados (35%). Neste caso, a floresta foi vista como um

espaço para os “bichos e plantas”, o que pode indicar uma visão menos utilitarista, pois representa um valor de não-uso ou um valor de opção (BISHOP; LANDELL-MILLS, 2005; RANDALL, 1997). A alta frequência da percepção de valores de não-uso associados à biodiversidade também foi encontrada em outros trabalhos (FISHER, 2012).

Os serviços de regulação são frutos de processos ecológicos e a maior parte deles não possui valor de mercado, embora apresentem grande relevância para a sociedade (CARPENTER et al., 2006), como observado. Os serviços de regulação ocuparam o segundo lugar dentre os tipos de serviços mencionados pelos entrevistados, perdendo apenas para os de provisão. O papel da floresta no contexto das mudanças climáticas varia desde a provisão de recursos consumidos ou comercializados pelas famílias, em caso de perda de produtos agrícolas em eventos climáticos, à fonte de variedades crioulas como estratégia para garantir a segurança alimentar das famílias no meio rural (FISHER; CHAUDHURY; MCCUSKER, 2010; PATTANAYAK; KRAMER, 2001; VASCONCELOS et al., 2013).

No CE Chapecó, as altas temperaturas do verão e longos períodos de estiagem no inverno podem influenciar a percepção dos produtores entrevistados sobre o papel das florestas como estabilizadora do clima, conforme depoimentos transcritos abaixo:

“no mato o clima é melhor, é mais fresco. Se cortar, o calor aumenta”

“aqui em Ponte Serrada, como tem muito mato, a temperatura não mudou, mas em outros locais onde o mato foi cortado, o calor aumentou muito”

Seria interessante compreender de que modo a percepção da floresta como estabilizadora do clima influencia as atividades de uso da terra pelos produtores rurais do CE Chapecó. A mudança de comportamento de produtores rurais com relação às florestas pode resultar na redução do desmatamento e na adaptação de práticas agrícolas tendo em vista a inclusão de árvores isoladas como forma de minimizar efeitos do aumento da temperatura (BLENNOW, 2012). O interesse em minimizar os efeitos das altas temperaturas pode constituir uma estratégia sinérgica às ações previstas no âmbito do Plano de Gestão do CE Chapecó (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

Os serviços culturais e estéticos constituem benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas por meio de experiências espirituais, recreativas e estéticas (GUO; ZHANG; LI, 2010) e são fundamentais para diferentes comunidades situadas no meio rural (ABRAM et al., 2013; GUO; ZHANG; LI, 2010; MEIJAARD et al., 2013; PLIENINGER et al., 2013). No entanto, no CE Chapecó, apenas três entrevistados apontaram a floresta como espaço de lazer e nenhuma outra relação cultural e espiritual foi detectada. Este comportamento deve estar relacionado à inexistência de uma paisagem que disponha de infra-estrutura mínima por meio de trilhas de acesso, mirantes, espaços para alimentação, água limpa, etc. (PLIENINGER et al., 2013). No CE Chapecó, grande parte das áreas de floresta são privadas e o uso por terceiros requer a autorização dos proprietários. As áreas de florestas em Unidades de Conservação, que totalizam cerca de 20 mil hectares, ainda não dispõem de infra-estrutura de visitação (APREMAVI, 2010; DICK et al., 2009) e as poucas áreas de lazer com infra-estrutura mínima e acesso público que existem ao longo do rio Chapecó e Chapecozinho possuem a qualidade da água dos rios comprometida (KARAM; ARAÚJO, 2007; MPB ENGENHARIA, 2009).

No que tange a práticas espirituais, a região foi palco da Guerra do Contestado e possui alguns pontos de visitação como nascentes e grutas utilizadas durante a guerra pelos caboclos liderados por José Maria (KARAM; ARAÚJO, 2007). Não obstante, nenhum dos entrevistados mencionou a importância de áreas naturais para práticas espirituais. Provavelmente, a falta de opções de uso para essas finalidades (lazer, recreação, beleza cênica) resulte na baixa percepção deste benefício, cujas formações florestais do CE Chapecó têm grande potencial para oferecer. Segundo Guo et al., (2010) os serviços culturais tendem a crescer mesmo quando há perda de serviços de provisão e regulação e podem constituir numa importante estratégia para garantir a conservação de áreas naturais. As mudanças sociais necessárias para implementação do CE Chapecó com a participação das comunidades locais pode residir no acesso à floresta como espaço para lazer e recreação, além de outras medidas.

Os tipos de serviços ambientais elencados pelos produtores rurais não diferiu daqueles mencionados pelos

agentes tomadores de decisão. Embora tenham apresentado semelhança, esperava-se que produtores rurais e agentes tomadores de decisão tivessem visões diferentes sobre os benefícios gerados pelas formações florestais, devido ao fato de que o primeiro grupo percebe os benefícios a partir da vivência prática, e o segundo, na maior parte dos casos, os percebe a partir de fontes de informações e experiências indiretas. A semelhança encontrada pode indicar que os agentes tomadores de decisão possuem uma vivência prática com os recursos florestais ou ainda, que na convivência com produtores rurais, haja uma troca de conhecimento.

A relação inversamente proporcional entre renda e uso da floresta corroborou outros estudos (BABULO et al., 2009; CHOMITZ et al., 2007; DOLISCA; MCDANIEL; TEETER, 2007; GODOY et al., 2002). Vedeld et al. (2007) analisaram 51 estudos de casos e encontraram que produtores rurais mais pobres dependem mais de produtos florestais do que os mais ricos e, portanto, tendem a valorizá-los igualmente mais.

Em nível global, estima-se que a inclusão de produtos florestais reduz em mais de 30% a pobreza de populações rurais situadas em áreas de florestas tropicais (FAO, 2010). Essa proporção foi ainda maior em países mais pobres como a Etiópia, onde os produtos florestais contribuem para reduzir em 60% a pobreza de famílias no meio rural (BABULO et al., 2009). Uma maior dependência dos recursos florestais, situação característica principalmente de pequenos produtores rurais, levaria, portanto, a uma maior percepção sobre a importância da floresta. No entanto, neste estudo, as regiões socioeconômicas não consistem nas variáveis que melhor explicam a percepção sobre os benefícios florestais. A renda e o uso se mostraram mais adequados provavelmente porque houve muita variação no perfil dos produtores dentro de cada RSE.

Com exceção do mel, do pinhão e da caça, todos os recursos utilizados foram mencionados como benefícios providos pelas formações florestais. Frutos, erva-mate, plantas medicinais, lenha, água, madeira, forragem e sombra foram mencionados pelos entrevistados com uma frequência maior como recursos utilizados do que como benefícios obtidos das formações florestais. Na relação encontrada, para cada três pessoas utilizando um recurso florestal, apenas uma pessoa o

percebe como benefício da floresta. Essa relação demonstrou uma certa dificuldade de percepção dos serviços ambientais providos pelas florestas, mesmo quando há um uso intensivo deles, como foi o caso da lenha, erva-mate, pinhão, mel e possivelmente da madeira. Isso pode ter sido resultado, em alguns casos, da baixa escolaridade ou ainda pode ser reflexo de uma postura negativa frente às formações florestais, como observado com diversos produtores entrevistados.

No período da realização das atividades de campo estava em curso a aprovação do projeto de lei do novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012). Muitos produtores entrevistados encontravam-se em situação ilegal perante o Código Florestal de 1965 e, portanto, estavam interessados na redução das faixas obrigatórias de Áreas de Preservação Permanente ao longo de rios e nascentes, assim como na flexibilização do cômputo da área de Reserva Legal.

O CE Chapecó também apresenta diversos conflitos em torno das Unidades de Conservação (UC) que foram criadas na região recentemente (MEDEIROS; SAVÍ; BRITO, 2005). O processo de criação dessas UCs associado à intensificação da fiscalização ambiental nas últimas décadas e às discussões do novo Código Florestal resultaram numa postura negativa de alguns produtores rurais com relação às formações florestais (ALARCON et al., 2011), o que pode ter se refletido nas respostas sobre os benefícios que os entrevistados percebem das florestas.

Se por um lado o uso de recursos florestais poderia ampliar a percepção sobre os benefícios da floresta, por outro, caso realizado sem controle, poderia ocasionar a sua degradação, como observado em diversos locais de Santa Catarina (VIBRANS et al., 2012). Atualmente, o que se observa no estado e em grande parte da área de abrangência da Mata Atlântica, é um ciclo vicioso onde os remanescentes florestais secundários, muitos já bastante descaracterizados, não são enriquecidos, manejados ou explorados em função das limitações impostas pela legislação ambiental brasileira. Supostamente, o objetivo das restrições legais impostas pelo Código Florestal, pela Lei da Mata Atlântica e outras normativas foi evitar que os remanescentes se degradassem ainda mais, ou que fossem substituídos por atividades agropecuárias mais rentáveis. O resultado pode ser apontado de duas perspectivas

diferentes: por um lado houve de fato uma redução no ritmo do desmatamento (principalmente na Mata Atlântica), mas há também um notório sentimento generalizado de repulsa à presença da floresta, já que o uso de seus recursos tornou-se caro e burocrático (ALARCON; BELTRAME; KARAM, 2010; DALMORA, 2004; SIMINSKI et al., 2011; TRENTINI, 2004; ZUCHIWSCHI et al., 2010).

Neste contexto, as medidas de conservação podem estar afetando a relação dos produtores rurais com os recursos florestais e, como consequência, sua percepção sobre a imensa gama de benefícios que a floresta fornece “de graça”.

2.5 CONCLUSÕES

Os produtores rurais entrevistados no CE Chapecó atribuíram um número razoável de benefícios às florestas em seus estabelecimentos agropecuários, embora apenas cinco deles tenham sido mencionados com uma frequência maior do que 10%. Por outro lado, utilizam poucos recursos florestais comparativamente a outros estudos.

A dependência dos recursos da floresta foi relativamente baixa e se deu principalmente na manutenção do estabelecimento agropecuário ou de maneira complementar. Os motivos que levam a essas características e que foram encontrados neste trabalho estavam principalmente associados às restrições legais, que dificultam o acesso aos recursos florestais. Outros motivos que necessitam de maior aprofundamento foram a perda do conhecimento ecológico sobre as espécies pelas novas gerações e a boa infra-estrutura e acessibilidade aos centros urbanos, gerando um uso mais frequente de produtos adquiridos no comércio.

A maior parte dos serviços ambientais percebidos foi de provisão (*ecosystem goods*). Serviços de suporte, culturais e estéticos foram mencionados com uma frequência menor do que a esperada provavelmente porque exigem conhecimento sobre os ciclos ecológicos e biogeoquímicos (serviços de suporte), e necessitam de infra-estrutura para o desenvolvimento de atividades de lazer associadas às formações florestais (serviços culturais e estéticos). A divulgação dos diversos serviços providos pelas formações florestais será fundamental para sua

valorização por parte das comunidades rurais do CE Chapecó. Em especial, o estímulo à valorização dos serviços culturais e estéticos das formações florestais faz-se prioritário, uma vez que a valorização de tais serviços pode despertar um novo olhar sobre as formações florestais pelas comunidades rurais que vivem na área de abrangência do CE Chapecó.

Não houve diferença entre o conhecimento dos produtores rurais e de agentes tomadores de decisão no que tange aos serviços providos pelas formações florestais. Provavelmente a troca de informações, trabalho conjunto e experiência prática de ambos os grupos possibilite uma similaridade na visão sobre os benefícios das florestas.

A renda e o uso dos recursos florestais constituíram os fatores que melhor explicam a percepção de serviços ambientais providos pelas florestas. A restrição do uso dos recursos florestais pode comprometer esta relação, agravando ainda mais o distanciamento entre produtores rurais e as formações florestais. Neste contexto, os gestores do CE Chapecó se deparam com um importante desafio, já que as principais restrições de uso dos recursos florestais são estabelecidas por normas federais. Tais restrições, teoricamente, também controlam a expansão do desmatamento. A valorização de espécies nativas e o fomento a práticas agrícolas e silviculturais a partir destas espécies no âmbito local, poderia ser uma forma de melhorar a relação dos produtores rurais com os recursos florestais nativos.

A lacuna de conhecimento dos produtores sobre a ampla gama de serviços providos pela floresta pode ser vista como oportunidade de temas a serem trabalhados no âmbito do Plano de Gestão do CE Chapecó, como forma de alavancar o valor intrínseco das florestas para o bem-estar social, equilíbrio ecológico e como fonte de renda alternativa para as comunidades rurais desta Área Protegida.

3. CAPÍTULO II - SINERGIAS E *TRADE-OFFS* NA PROVISÃO DE BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE POLÍTICAS DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SC

RESUMO

A Mata Atlântica é um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade. No Brasil, a baixa efetividade legal associada ao recente enfraquecimento de políticas ambientais estão entre suas principais ameaças. Neste artigo foi avaliado o impacto de políticas ambientais sobre o uso e cobertura do solo e a provisão de serviços ambientais na Mata Atlântica, bem como a influência de tais políticas em programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Foram modelados três cenários de políticas de conservação ambiental (Código Florestal de 1965 - CF, Código Ambiental Catarinense - CAC, Baixa Efetividade Legal - BEL) e oito tipos de serviços ambientais por meio da ferramenta *Integrated Valuation of Environmental Services and Trade-offs* (InVEST). Sinergias e *trade-offs* entre os serviços ambientais foram avaliados por meio do teste de Correlação de Spearman. O custo de oportunidade dos principais tipos de uso e cobertura do solo também foram levantados por meio de dados primários e secundários. O cenário do CF produziu os maiores ganhos para os serviços ambientais florestais, enquanto o cenário BEL favoreceu a expansão de commodities. Foram observados *trade-offs* entre commodities, carbono e qualidade de habitat. O enfraquecimento do CF pode afetar a provisão de serviços ambientais, e provavelmente irá interferir em programas de PSA na Mata Atlântica, onde os custos de oportunidade são elevados.

Palavras-chave: modelagem de cenários, serviços ambientais, políticas de conservação, pagamento por serviços ambientais

ABSTRACT

The Atlantic Forest is a global hotspot of biodiversity. In Brazil it is threatened by the poor enforcement and recent weakening of environmental policies. In the present paper the impact of

environmental policies on land-use patterns and ecosystem services' provision in the southern Atlantic Forest is evaluated, and the interference in payment for ecosystem services' (PES) programs is discussed. Three environmental policy options (National Forest Act - NFA, State Environmental Act - SEA, No Policy Option - NPO) and ecosystem services were modeled in the Integrated Valuation of Environmental Services and Trade-offs tool. Synergies and trade-offs were accessed with Spearman Correlation Test and opportunity cost through local data. The NFA produced the largest gains for forest ecosystem services, whilst NPO favored commodities expansion. Trade-offs were observed between commodities, carbon and habitat for biodiversity. The weakening of the NFA will affect ecosystem services and it will most likely interfere in PES programs in the Atlantic Forest, where opportunity costs are high.

Key-words: scenario modeling, environmental services, conservation policies, payment for environmental services

3.1 INTRODUÇÃO

A rápida degradação dos ativos ambientais globais aumentou a consciência da sociedade sobre sua relevância. Nos trópicos, esta degradação atinge um ritmo ainda mais acelerado, comprometendo, em longo prazo, a provisão de serviços providos pelos ecossistemas (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003).

No Brasil, a emergente expansão econômica está em grande parte baseada na produção de commodities agropecuárias. A relevância econômica deste setor tem fomentado políticas onde os ativos e serviços ambientais desempenham um papel secundário (MARTINELLI et al., 2010; TOLLEFSON, 2010). Em 2012, o Congresso Nacional alterou a Lei do Código Florestal (CF) de 1965 (Lei n ° 4.771/1965), a principal legislação ambiental garantindo a conservação dos ecossistemas naturais do país. Tais mudanças foram estruturadas em uma nova Lei do Código Florestal (Lei n ° 12.651/2012), que teve parte de seus artigos vetados pela presidente no mesmo ano. Os vetos ainda serão votados pelo Congresso Nacional em 2014. Com a nova Lei do CF, há um risco esperado de expansão agrícola sobre áreas de florestas e outros ecossistemas naturais (SPAROVEK; GIAROLI; PEREIRA, 2011). Diferentes pesquisadores têm destacado os potenciais impactos da mudança do CF de 1965 sobre a distribuição de espécies e abundância de populações (GALETTI et al., 2010; LEES; PERES, 2008; METZGER et al., 2010). A modelagem de impactos de políticas que favoreçam a agricultura e a expansão da infraestrutura tem sido aplicada especialmente para a região amazônica no Brasil (LAURANCE et al., 2000; NEPSTAD et al., 2008; SOARES-FILHO et al., 2006), enquanto outros biomas, como a Mata Atlântica, permanecem menos discutidos (TEIXEIRA et al., 2009).

A conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica é regulamentada pela Lei do Código Florestal e por uma legislação específica para o bioma, promulgada em 2006 (BRASIL, 2006b). No entanto, a falta de efetividade da aplicação de ambas as políticas levou ao desmatamento contínuo de seus remanescentes nas últimas décadas (INPE; SOS MATA ATLÂNTICA, 2008, 2009, 2011). Políticas recentes de pagamento

por serviços ambientais (PSA) são vistas como uma alternativa para garantir a restauração florestal e conservação da biodiversidade em sua área de abrangência. Estima-se que existam cerca de 80 programas de PSA em andamento na Mata Atlântica (GUEDES; SEEHUSEN, 2011), embora em termos de escala, esses programas sejam menos relevantes do que os desenvolvidos no bioma Amazônia(VIANA et al., 2012).

A internalização dos serviços ambientais na tomada de decisões e em políticas multi-escalares está começando a ser discutida. Nos países em desenvolvimento, onde os ativos ambientais desempenham uma relevância global, esta discussão está apenas em sua infância. Um dos principais desafios para a internalização dos serviços ambientais na tomada de decisão é a compreensão de suas interações e *trade-offs* esperados nas escalas local, regional e global (GOLDSTEIN et al., 2012). Ferramentas de modelagem espacial de interações e *trade-offs* e de avaliação de impactos de políticas públicas sobre a provisão de serviços ambientais surgiram recentemente e constituem um importante instrumento de apoio à tomada de decisão. Tais ferramentas têm sido utilizadas durante a última década com diversas finalidades (AYANU et al., 2011; CHAN et al., 2006; GOLDSTEIN et al., 2012; IZQUIERDO; CLARK, 2012; NELSON et al., 2009; SU; FU, 2013).

Neste trabalho são avaliadas as mudanças na provisão de serviços ambientais sob três cenários de políticas de conservação para a Mata Atlântica. Utilizou-se a ferramenta de modelagem “Valoração Integrada de Serviços Ambientais e Trade-offs” (InVEST) (TALLIS et al., 2011) com objetivo de analisar os efeitos da mudança de políticas de conservação ambiental sobre o uso e cobertura do solo, bem como para levantar sinergias e *trade-offs* entre diferentes serviços ambientais. Potenciais impactos resultantes das mudanças em políticas de conservação ambiental em programas de PSA no bioma da Mata Atlântica também são discutidos. Tais análises foram aplicadas em um estudo de caso, na área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó, situado em Santa Catarina, sul do Brasil.

Este trabalho teve como objetivo testar se o enfraquecimento da legislação ambiental através da mudança do Código Florestal de 1965 pode afetar o uso e a cobertura do

solo, bem como provisão de serviços ambientais no âmbito do bioma Mata Atlântica.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Mapeamento dos Cenários de Políticas Ambientais

3.2.1.1 Elaboração do mapa de linha de base

O mapa de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Chapecó foi utilizado como linha de base da área de estudo. Este mapa foi gerado a partir de imagens SPOT 4 e 5 do ano de 2005, com pixels de 10 m de resolução (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2008).

O mapa de linha de base foi ajustado com objetivo de diferenciar as categorias de uso e cobertura do solo “pastagem” e “Estepe Gramíneo-Lenhosa” (Campos de Altitude) que se encontravam sob a mesma legenda “pastagens ou campos de altitude”. Utilizou-se a isolinha de 1000 m de altitude (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011) para separar esses ambientes, conforme o mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina (KLEIN, 1978). Gramíneas situadas acima da isolinha 1000m de altitude foram reclassificados como Campos de Altitude, enquanto gramíneas localizadas abaixo de 1000m foram classificadas como pastagem (ALARCON; DA-RÉ; RAMPINELLI, 2011).

Outro ajuste realizado foi a separação da Floresta Ombrófila Mista e da Floresta Estacional Decidual com base na isolinha de 600 m de altitude, conforme o mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina (KLEIN, 1978).

3.2.2.2 Elaboração dos cenários de políticas ambientais

Foram definidos três cenários sob diferentes políticas de conservação ambiental. O primeiro deles refere-se à incidência do Código Florestal Brasileiro de 1965 (BRASIL, 1965); o segundo ao Código Ambiental Catarinense (SANTA CATARINA, 2009b); e o terceiro constituiu um cenário hipotético simulado para uma condição onde as leis ambientais são fracamente implementadas em um período futuro. Optou-se por simular a aplicação da

antiga lei do Código Florestal (BRASIL, 1965) em detrimento do novo, uma vez que os artigos que definem os principais aspectos relacionados à conservação de remanescentes florestais e outros ecossistemas em estabelecimentos agropecuários sofreram vetos, e ainda não estão definitivamente estabelecidos. Ademais, o Código Florestal de 1965 representa uma política mais próxima de um cenário ideal para a conservação da biodiversidade e, portanto, poderia se contrastar melhor com os outros cenários. Cada um dos cenários encontra-se detalhado nos itens abaixo:

- Código Florestal de 1965 (CF) - a simulação deste cenário contou com o mapeamento das Áreas de Preservação Permanente (APP) em toda a área de estudo. O mapeamento das APPs seguiu os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 303/2002 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2002). As APPs mapeadas foram: faixa mínima de 30 m de comprimento ao longo de cada lado dos rios, 50 m de raio ao redor de nascentes, áreas acima de 45° de declividade e topos de morros e montanhas (Tabela 1). As APPs foram mapeadas por meio do *software* ArcGis 10 (ESRI)⁴. Todos os polígonos em APPs foram convertidos em ecossistemas naturais (floresta ou Campos de Altitude), conforme as tipologias de uso e cobertura do solo do mapa de linha base (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2008).

Tabela 1: Faixa de Áreas de Preservação Permanente (APP) segundo a Lei do Código Florestal de 1965 e Resolução CONAMA 303/2002.

Largura dos rios (metros)	Largura das faixas de APP (metros)
até 10 m	30 m
10 m - 50 m	50 m
50 m - 200 m	100 m
200 m - 600 m	200 m
> 600 m	500 m

⁴O mapeamento das APPs foi baseado no mapa hidrológico da área de estudo gerado a partir das cartas topográficas da EPAGRI e Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável para a região. As APPs foram mapeadas a partir da ferramenta *buffer* do ArcGis 10.

▪ Código Ambiental Catarinense (CAC) - o CAC consiste em uma regulamentação estadual, que normatiza, entre outras coisas, a conservação de remanescentes de ecossistemas naturais em estabelecimentos agropecuários públicos e privados em Santa Catarina. A lei foi promulgada em 2009, e parte de seus artigos não estão de acordo com as normas do Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965), bem como com a nova Lei do Código Florestal (BRASIL, 2012). Tais artigos estão atualmente sendo julgado como inconstitucionais pelo Supremo Tribunal Federal. De acordo com o CAC, a largura das APPs deve variar de acordo com o tamanho dos estabelecimentos agropecuários (Tabela 2). Além das APPs em rios, no CAC as APPs em nascentes foram reduzidas de 50 para 10m de largura. APPs em topo de morros e montanhas também foram alteradas, embora os critérios estabelecidos tenham deixado inconsistência para sua delimitação no campo (Gustavo Romeiro Pinto/IBAMA, com. pessoal). Uma das principais características do CAC é o fato de que a lei considera todas as áreas sob uso agrícola como áreas de interesse social, dispensando a necessidade de reflorestamento das APPs que foram desmatadas até a promulgação da lei e que se encontram sob atividades agrícolas ou silviculturais consolidadas. Por outro lado, APPs com floresta ou outro ecossistema natural não podem ser desmatadas e estão sujeitas à jurisdição federal (SANTA CATARINA, 2009b). Em suma, o CAC promove uma “anistia” àqueles que desmataram APPs, mas procura impedir o avanço do desmatamento no estado, já que deixa as APPs florestadas sob a responsabilidade da jurisdição nacional. Neste sentido, o cenário do CAC foi considerado como o mapa de linha de base.

Tabela 2: Faixa de Áreas de Preservação Permanente (APP) definidas pelo Código Ambiental Catarinense segundo o tamanho dos estabelecimentos agropecuários.

Estabelecimentos agropecuários com menos de 50 hectares		Estabelecimentos agropecuários com mais de 50 hectares	
Largura do rio (metros)	Largura da APP (metros)	Largura do rio (metros)	Largura da APP (metros)
até 5 m	1,5 m	até 10 m	10 m
5 - 10 m	10 m	> 10 m	10 m + 50% da medida excedente
> 10 m	10 m + 50% da medida excedente	-	-

▪ **Baixa Efetividade Legal** - este cenário contou com uma simulação de uma situação de baixa efetividade legal, ou seja, situação onde as políticas ambientais são fracamente aplicadas, em uma projeção futura de 45 anos, a partir da data do mapa de linha de base (2005). Para a elaboração deste cenário, foi projetada uma taxa de desmatamento anual para o período 2005 - 2050, baseada na taxa média de desmatamento para o período 2000-2011 (INPE; SOS MATA ATLÂNTICA, 2008, 2009, 2011) para o estado de Santa Catarina. Esta taxa foi considerada constante para o período (2005 a 2050) e nenhuma outra projeção foi simulada. A projeção para os 45 anos de desmatamento foi aplicada sobre o mapa de linha de base da área de estudo no *software* ArcGis 10.

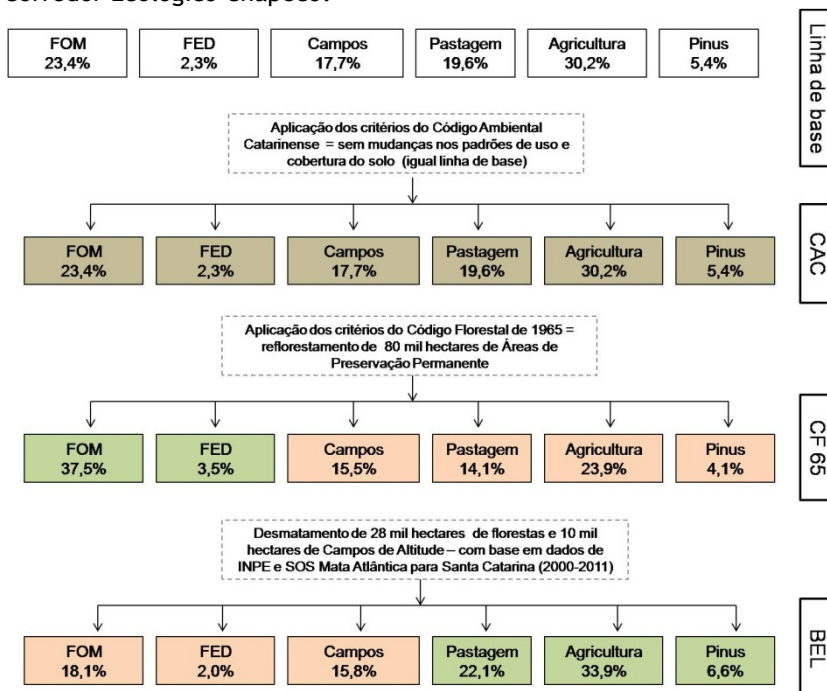
A área total de desmatamento calculada para o ano de 2050 foi distribuída sobre o mapa de linha de base de acordo com a proporção da área de floresta de cada município. Neste caso, os municípios com maior quantidade de remanescentes florestais tiveram a maior proporção de desmatamento (Anexo 3). As áreas de floresta do mapa de linha de base que foram desmatadas para construção do cenário BEL foram convertidas nas principais atividades agrícolas desenvolvidas na região, a saber: grãos (soja), pastagens e monocultura de pinus (*Pinus* spp.). Para tanto, considerou-se que a mesma proporção encontrada para cada um desses usos da terra no mapa de linha de base se manteve estável ao longo dos 45 anos. Florestas

secundárias em estágio inicial foram desmatadas primeiramente em cada município, e quando não estavam mais disponíveis, formações secundárias em estágio avançado e formações primárias foram desmatadas. O desmatamento seguiu critérios de acordo com estudos desenvolvidos em Santa Catarina (ALARCON; BELTRAME; KARAM, 2010; ZUCHIWSCHI et al., 2010):

- Florestas em áreas planas (abaixo de 15 graus): conversão para a agricultura;
- Florestas em áreas com declividade acima de 15 graus: conversão para pastagem;
- Florestas no topo de morros e montanhas: conversão para a monocultura de pinus.

A conversão de áreas de Campos de Altitude para outros usos do solo também foi modelada no *ArcGis* 10. Devido à ausência de dados de monitoramento dos Campos de Altitude, utilizou-se a mesma taxa de conversão (desmatamento) de florestas para os municípios onde os Campos de Altitude estão presentes (Passos Maia e Água Doce). Esta simulação é bastante conservadora, uma vez que os Campos de Altitude não possuem uma proteção legal como as tipologias florestais do bioma Mata Atlântica (BRASIL, 2006b). Na Figura 1 é possível visualizar as mudanças nos percentuais dos tipos de uso e cobertura do solo em cada um dos cenários, comparativamente ao mapa de linha de base.

Figura 1: Mudanças no percentual dos tipos de usos e cobertura do solo para cada cenário de política de conservação ambiental para o Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Nota: FOM - Floresta Ombrófila Mista; FED - Floresta Estacional Decidual; Campos - Estepe Gramíneo-Lenhosa ou Campos de Altitude; CAC - Código Ambiental Catarinense; CF65 - Código Florestal de 1965; BEL - Baixa Efetividade Legal.

3.2.2 Mudanças na Provisão de Serviços Ambientais

A provisão de serviços ambientais sob cada cenário de políticas de conservação ambiental foi modelada por meio do aplicativo *InVEST* 2.4.0 (TALLIS et al., 2011). O *InVEST* consiste em um aplicativo livre que roda no *software* *ArcGis* 10 (ESRI). O aplicativo foi desenvolvido pela Universidade de Stanford (EUA) em parceria com as organizações não-governamentais *World Wildlife Foundation* (WWF) e *The Nature Conservancy* (TNC)⁵.

⁵ (www.thenaturalcapitalproject.org).

Este aplicativo dispõe de um conjunto de modelos que permitem avaliar diversos tipos de serviços ambientais. O *InVEST* inclui a compilação de modelos teóricos que requerem uma quantidade relativamente pequena de informações. O principal objetivo do aplicativo é fornecer como resultados mapas, dados biofísicos e de valoração monetária de serviços ambientais, como forma de subsidiar a tomada de decisão e a elaboração de políticas de conservação (TALLIS et al., 2011).

Foram modelados três serviços ambientais no aplicativo *InVEST*: estoque de carbono, qualidade de hábitat para a biodiversidade e controle da erosão. No *software ArcGIS* 10 foram modelados os serviços de provisão de commodities (soja, pinus e leite) e de produtos florestais não-madeireiros (Pinhão e Erva-mate). Os dados foram rodados com pixels com resolução 100 x 100m. Os critérios adotados para a modelagem de cada um dos serviços ambientais são apresentados a seguir.

- *Estoque de carbono*: este modelo agrega os dados de carbono para cada estoque (*pool*), e apresenta uma estimativa do estoque de carbono total em cada unidade de paisagem estabelecida no modelo, assim como para a paisagem em estudo como um todo. Foram fornecidos dados de biomassa aérea acima, abaixo, no solo e na matéria orgânica morta (Tabela 3). Foram utilizados dados locais quando disponíveis, os quais foram complementados com dados provenientes de outras regiões, mas com características biofísicas semelhantes.

Tabela 3: Valores do estoque (*pool*) de carbono utilizados para modelagem deste serviço ambiental nos três cenários de políticas de conservação e respectivas fontes de dados.

Uso e cobertura do solo	Carbono acima do solo	Carbono abaixo do solo	Carbono no solo	Carbono na matéria orgânica morta	Fontes dos dados
Campos de Altitude	1	0.93	150.9	0.09	Fidelis et al. (2006), Overbeck et al. (2005), Brun (2008)
Pastagem	1.81	2.90	78.35	1.8	Sordi (2009), Guntzel (2008), Tcaceno (1994), Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (2006).
Agricultura	3.08	0.9	68.5	2.44	Walter et al. (2009)
Monocultura de Pinus	11.12	3.6	47.03	3.9	Mundus carbo (2008), Balbinot et al. (2003), Brun (2008), Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (2006)
Área urbana	0.01	0.01	0.01	0.01	Valores mínimos segundo recomendação do manual do InVEST (TALLIS et al., 2011).
Área de mineração	0.01	0.01	0.01	0.01	Valores mínimos segundo recomendação do manual do InVEST (TALLIS et al., 2011)
Rios e Lagos	0.01	0.01	0.01	0.01	Valores mínimos segundo recomendação do manual do InVEST (TALLIS et al., 2011)
Solo descoberto	0.01	0.01	0.01	0.01	Valores mínimos a segundo recomendação do manual do InVEST (TALLIS et al., 2011)

Uso e cobertura do solo	Carbono acima do solo	Carbono abaixo do solo	Carbono no solo	Carbono na matéria orgânica morta	Fontes dos dados
Floresta Estacional Decidual	120.32	20.84	84.4	5.81	Brun (2004), Sordi (2009), Vibrans et al., (2012b), Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (2006)
Floresta Ombrófila Mista	89.61	16.51	121.9	3.3	Vibrans et al., (2013a), Watzlawick et al. (2002), Brun (2008)

▪ *Qualidade de hábitat*: este modelo combina informações dos tipos de uso e cobertura do solo e ameaças à biodiversidade para produzir mapas de qualidade de hábitat. Cada tipo de uso e cobertura do solo foi classificado como hábitat baseado em dados de Baan et al. (2012). Segundo o modelo do *InVEST*, o impacto sobre a qualidade dos habitats são mediados por quatro fatores principais: o impacto da ameaça através do espaço, a sensibilidade do hábitat a cada tipo de ameaça, a presença de áreas legalmente protegidas e o efeito relativo das ameaças (pontuação atribuída a cada ameaça) (TALLIS et al. 2011). Foram escolhidos seis tipos de ameaças: áreas urbanas, gado, agricultura, estradas primárias (estradas asfaltadas), estradas secundárias (estradas de terra) e pinus. A última foi considerada como uma ameaça apenas para a fitofisionomia Campos de Altitude (FALLEIROS; ZENNI; ZILLER, 2010; HIGGINS; RICHARDSON, 1998; ZILLER; GALVÃO, 2002).

Na Tabela 4, os dados na coluna "hábitat" indicam o valor atribuído para cada tipo de uso e cobertura do solo (1 = valor máximo, 0 = valor mínimo). As colunas seguintes indicam a sensibilidade de cada tipo de uso e cobertura do solo a cada uma das ameaças selecionadas (1 = maior sensibilidade; 0 = menor sensibilidade). A Tabela 5 apresenta o peso relativo das ameaças e a distância máxima do efeito da ameaça sobre a qualidade do hábitat (medida em quilômetros).

Tabela 4: Tipos de habitats segundo mapa de uso e cobertura do solo do Corredor Ecológico Chapecó, e sensibilidade de cada tipo de habitat a cada uma das ameaças selecionadas.

Tipo de uso e cobertura do solo	HABITAT	L_cat	L_agri	L_city	L_pinus	L_proad	L_sroad
Agricultura	0.3	0.6	0.6	0.8	0.8	0.7	0.3
Pastagem	0.5	0.6	0.6	0.8	1.0	0.7	0.3
Área urbana	0.1	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Floresta	1.0	0.4	0.3	0.8	0.0	0.8	0.4
Monocultura de Pinus	0.6	0.4	0.3	0.8	0.5	0.8	0.4
Campos de Altitude	1.0	0.2	0.2	0.7	1.0	0.7	0.3
Rios e lagos	1.0	0.7	0.9	1.0	0.2	0.5	0.5
Solo descoberto	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Mineração	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Nota: L_cat = gado; L_agri = agricultura; L_city = áreas urbanas; L_pinus = monocultura de pinheiro; L_proad = estradas primárias; L_sroad = estradas secundárias.

Tabela 5: Ameaças consideradas no modelo de qualidade de hábitat, com valores da distância máxima de efeito da ameaça, pesos atribuídos e fontes de dados.

Ameaças	Distância máxima	Peso	Fontes de dados
Gado	0,4	0,4	Não foi encontrado na literatura padrões de distância para o impacto do gado em florestas tropicais. No CE Chapecó o gado utiliza a borda da floresta para escapar do sol, tempestades e pastejar. Considerou-se que a presença do gado pode causar impactos até no máximo 400 m da borda da floresta.
Agricultura	0,4	0,3	Laurance et al. (2000)
Estradas primárias	5	1	Benítez-López et al. (2010)
Áreas urbanas	5	1	Benítez-López et al. (2010)
Pinus	0,1	0,8	Soligo et al. (2009)
Estradas secundárias	2,5	0,3	Considerou-se que o efeito da distância máxima é equivalente a metade do efeito das estradas primárias

▪ *Controle da erosão:* o modelo calcula o transporte de sedimentos e a perda média anual de solo de cada parcela de paisagem utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Para a área de estudo, a unidade de paisagem foi baseada em pixels de 100 X 100m. O modelo foi parametrizado com dados locais, quando disponíveis (Tabelas 6 a 9). O mapa de solos do Brasil elaborado pela EMBRAPA foi utilizado como base para os dados gerados (SANTOS, 2011).

Tabela 6: Valores de erodibilidade do solo por tipo de solo utilizados na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para modelagem de controle da erosão e respectivas fontes de dados.

Tipo de solo	Erodibilidade	Fonte dos dados
Cambissolo	0,0115	Bertol et al. (2002)
Latossolo Vermelho	0,016	Silva(1997)
Latossolo Marron	0,021	Beutler et al. (2000)
Nitossolo Vermelho	0,018	Burin (1999)
Nitossolo Marron	0,0132	Silva, Alvares e Watanabe (2011)
Neossolo Litólico	0,0184	Miguel (2010)
Organossolo Háptico	0,061	Silva e Alvares (2005)

Os dados de erosividade do solo foram gerados a partir do *software* desenvolvido pelo Professor Alexandre Marco da Silva, da Universidade Estadual Paulista (<http://www2.sorocaba.unesp.br>). O *software* calcula, para cada município brasileiro, o índice de erosividade em uma base mensal. Os dados utilizados para esta pesquisa foram baseados na média anual.

Tabela 7: Valores de erosividade do solo por município utilizados na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para modelagem de controle da erosão e respectivas fontes de dados.

Município	Erosividade Média Anual
Abelardo Luz	9360,4
Água Doce	8711,8
Bom Jesus	9876,0
Coronel Martins	9345,4
Entre Rios	9972,6
Faxinal dos Guedes	9966,1
Formosa do Sul	9490,1
Galvão	9266,6
Ipuaçu	9405,2
Jupia	9257,0
Lajeado Grande	10060,8
Macieira	8299,7
Marema	9968,8
Novo Horizonte	8862,0
Ouro verde	9702,8
Passos Maia	9298,8
Ponte Serrada	9135,6
Quilombo	9702,8
Santiago do Sul	9644,9
São Domingos	9455,0
São Lourenço D' Oeste	8841,6
Vargeão	9584,4
Vargem Bonita	8490,4
Xanxerê	9800,0

Tabela 8: Valores do Fator C utilizados na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para modelagem de controle da erosão e respectivas fontes de dados.

Uso e Cobertura do Solo	Fator C	Fonte de dados
Agricultura	0,1043	Bertol et al. (2002)
Pastagem	0,01	Bacic et al. (2008)
Área urbana	0,01	Dados de Panichi et al. (1994)
Floresta Ombrófila Mista	0,001	Dados de Panichi et al. (1994)
Monocultura de Pinus	0,01	Dados de Panichi et al. (1994)
Campos de Altitude	0,01	Dados de Panichi et al. (1994)
Rios e Lagos	0	
Solo descoberto	1	Tomazoni, Mantovani e Francisco (2005)
Floresta Estacional Decidua	0,001	Panichi et al. (1994)
Área de mineração	1	Tomazoni, Mantovani e Francisco (2005)

Tabela 9: Valores do Fator P utilizados na Equação Universal de Perda de Solo (USLE) para modelagem de controle da erosão e respectivas fontes de dados.

Uso e Cobertura do Solo	Fator P	Fontes de dados
Agricultura	500	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Pastagem	300	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Área urbana	1000	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Floresta Ombrófila Mista	10	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Monocultura de Pinus	500	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Campos de Altitude	300	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Rios e Lagos	--	--
Solo descoberto	500	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Floresta Estacional Decidual	10	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)
Área de mineração	1000	Bertoni e Lombardi-Neto (1990)

▪ *Provisão de Commodities:* foram selecionadas três commodities cujos usos do solo são dominantes na área do CE Chapecó - soja, leite e pinus (madeira). Todos foram modelados no *software ArcGis 10*. A renda líquida gerada com cada uma dessas commodities também foi calculada a partir de dados primários e secundários. Dados primários de produtividade e valor pago pelo produto para a soja e leite foram levantados junto a duas cooperativas locais, às Secretarias Municipais de Agricultura e complementados por informações secundárias (CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, 2012; CONSELEITE; CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, 2013) (Tabelas 10 e 11). No caso da madeira, foi considerado o período de rotação de 15 anos para *Pinus taeda* e *Pinus elliottii*, e a produção média de 38m³/hectare/ano para a região (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL, 2010). A renda líquida obtida por esta atividade foi calculada a partir de dados disponibilizados pelo Centro Brasileiro de Inteligência em Florestas. Foi considerado a renda líquida proveniente da venda de toras maiores do que 30 cm para a região sul e sudeste do Brasil (R\$ 44,80/m³) (CENTRO DE INTELIGÊNCIA EM FLORESTAS, 2012).

Tabela 10: Valores de produtividade da soja segundo os municípios do Corredor Ecológico Chapecó e respectivas fontes de dados.

Município	Soja (kg/hectare/ano)	Fonte dos dados
Abelardo Luz	3600	Cooperativa COAMO
Ouro Verde	3888	Cooperativa COAMO
Xanxerê	3666	Cooperativa COPERIO
São Lourenço	3900	Centro de Socioeconomia e
D'ouest		Planejamento Agrícola (2012)
Coronel Martins	3000	Centro de Socioeconomia e
São Domingos	3180	Planejamento Agrícola (2012)
Bom Jesus	3300	Cooperativa COAMO
Novo Horizonte	3300	Cooperativa COPERIO
		Centro de Socioeconomia e
Galvão	3300	Planejamento Agrícola (2012)
		Centro de Socioeconomia e
Jupia	3300	Planejamento Agrícola (2012)
Santiago Sul	3300	Cooperativa COPERIO
Quilombo	3300	Cooperativa COPERIO
Entre Rios	3300	Cooperativa COPERIO
Ipuaçu	3300	Cooperativa COPERIO
Lajeado Grande	3300	Cooperativa COPERIO
Marema	3300	Cooperativa COPERIO
Vargeão	3600	Cooperativa COAMO
Água Doce	3300	Centro de Socioeconomia e
		Planejamento Agrícola (2012)
Passos Maia	2400	Centro de Socioeconomia e
		Planejamento Agrícola (2012)
Ponte Serrada	2400	Centro de Socioeconomia e
Vargem Bonita	3000	Planejamento Agrícola (2012)
Faxinal dos Guedes	3600	Cooperativa COAMO

Tabela 11: Valores de produtividade do leite segundo os municípios do Corredor Ecológico Chapecó e respectivas fontes de dados.

Município	Leite (litros/hectare/ano)	Fontes de dados
Abelardo Luz	9000	Secretaria Municipal de Agricultura Abelardo Luz
Ouro verde	22500	COPERALFA
Xanxerê	22500	COPERALFA
São Lourenço D'oeste	27300	Secretaria Municipal de Agricultura São Lourenço D'oeste
Coronel Martins	22500	COPERALFA
São Domingos	22500	COPERALFA
Bom Jesus	22500	COPERALFA
Novo Horizonte	22500	COPERALFA
Galvão	22500	COPERALFA
Jupia	22500	COPERALFA
Santiago Sul	22500	COPERALFA
Quilombo	22500	COPERALFA
Entre Rios	22500	COPERALFA
Ipuaçu	22500	COPERALFA
Lajeado Grande	22500	COPERALFA
Marema	22500	COPERALFA
Vargeão	22500	COPERALFA
Faxinal dos Guedes	22500	COPERALFA
Água Doce	18000	Secretaria Municipal de Agricultura Água Doce
Passos Maia	13500	Secretaria Municipal de Agricultura Passos Maia
Ponte Serrada	13500	Secretaria Municipal de Agricultura Ponte Serrada
Vargem Bonita	18000	Secretaria Municipal de Agricultura Vargem Bonita

▪ *Provisão de produtos florestais não-madeireiros:*
foram selecionados dois produtos florestais não-madeireiros

(PFNM) com mercados consolidados no Brasil - o pinhão (semente comestível da Araucária *Araucaria angustifolia*) e a erva-mate (*Ilex paraguariensis*), espécie típica do estrato inferior e médio da Floresta Ombrófila Mista (ANDRADE, 2002). Partiu-se do pressuposto de que todas as áreas de Floresta com Araucária podem potencialmente produzir a mesma quantidade de pinhão e erva-mate por hectare por ano (Tabela 12). A renda líquida obtida com ambos os produtos foi calculada com base nos dados de Silva (2006) e Andrade (2003). Os valores de pinhão foram ajustados para 2011 com base na taxa de inflação acumulada para o período (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012) e o valor da arroba da erva-mate nativa em 2011 foi obtida junto ao Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola (2014).

Tabela 12: Produtividade de pinhão e erva-mate por município do Corredor Ecológico Chapecó e respectivas fontes de dados.

Município	Produtividade do pinhão (kg/ha/ano)	Fonte de dados	Produtividade Erva-Mate (kg/ha/ano)*	Fonte de dados
Abelardo Luz	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Ouro Verde	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Xanxerê	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
São Domingos	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Vargeão	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Água Doce	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Passos Maia	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Ponte Serrada	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Vargem Bonita	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)
Faxinal dos Guedes	44,3	Silva (2006)	8.750	Andrade (2003)

Nota: Foram excluídos os municípios cuja ocorrência da tipologia florestal está restrita à Floresta Estacional Decidual.*Foi adotado o valor da produtividade média obtida por hectare/ano para um sistema do tipo extrativista, caracterizado como um sistema rudimentar de produção da erva-mate nativa, cujas práticas silviculturais incluem: aquisição ou produção de mudas para adensamento no erval, roçada para colheita, poda das erveiras com foice ou facão a cada dois ou três anos (ANDRADE, 2003).

Os cenários foram testados para cada bem e serviços ambiental com *Kruskal Wallis post hoc*. A análise dos dados foi realizada utilizando a função *kruskalmc* do pacote *pgirmesss* na linguagem R (R CORE TEAM, 2012). O Teste de Correlação de Spearman também foi aplicado com objetivo de identificar sinergias e conflitos de escolha (*trade-offs*) entre os bens e serviços ambientais para cada cenário. A correlação foi dada em pixels (100m x 100 m; total de 516 mil pixels). Depois de extrair o coeficiente de correlação, foi realizado um segundo Teste de Spearman para comparar o padrão de correlação entre os cenários de políticas de conservação ambiental. A análise dos dados foi realizada utilizando a função *cortest* e *ks* do pacote *stats* na linguagem R (R CORE TEAM, 2012).

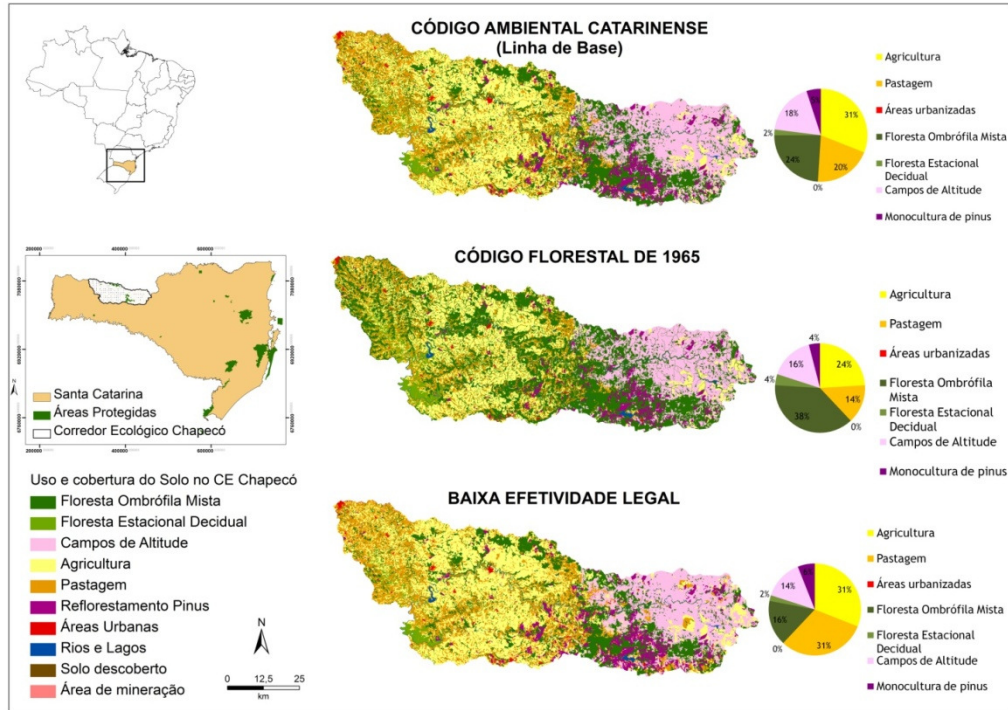
3.3 RESULTADOS

3.3.1 Impactos das Mudanças nos Cenários de Políticas de Conservação Ambiental sobre os Usos e Cobertura do Solo no Corredor Ecológico Chapecó

Todos os tipos de uso e cobertura do solo, com exceção da tipologia “solo descoberto”, apresentaram diferença significativa entre os cenários de conservação ($p < 0,01$). No cenário de Baixa Efetividade Legal, a taxa de desmatamento anual de 0,53% resultou na perda de 28.200 hectares de floresta e 10.000 hectares de Campos de Altitude em 45 anos.

O cenário do Código Florestal de 1965 apresentou o maior ganho em remanescentes florestais. Caso fosse integralmente aplicado, levaria a uma expansão de 60% das áreas de Floresta Ombrófila Mista e de 54% das áreas de Floresta Estacional Decidual, representando um ganho total de 80 mil hectares para o CE Chapecó. A redução de 13% dos Campos de Altitude neste cenário está relacionada à conversão das APPs ao longo de rios e nascentes em áreas de floresta (OVERBECK et al., 2007). Agricultura, pastagem e reflorestamento de pinus tiveram suas áreas reduzidas em 21%, 28% e 24%, respectivamente (Figura 2).

Figura 2: Cenários de políticas de conservação aplicados ao Corredor Ecológico Chapecó com respectivos percentuais de usos e cobertura do solo.



Fonte: elaborada pela autora

O cenário do Código Ambiental Catarinense não causou alterações nas áreas de floresta e Campos de Altitude no CE Chapecó. Os percentuais dos tipos de uso e cobertura do solo no cenário do CAC são iguais aos do mapa de linha de base (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2008), uma vez que essa política não permite a expansão do desmatamento ao mesmo tempo em que não estimula a recuperação de áreas agrícolas consolidadas (SANTA CATARINA, 2009b). Quando comparado ao cenário do Código Florestal de 1965, o Código Ambiental Catarinense permitiria a permanência de 68 mil hectares de APPs sob usos agrícolas.

3.3.2 Provisão de Serviços Ambientais sob Diferentes Políticas de Conservação Ambiental

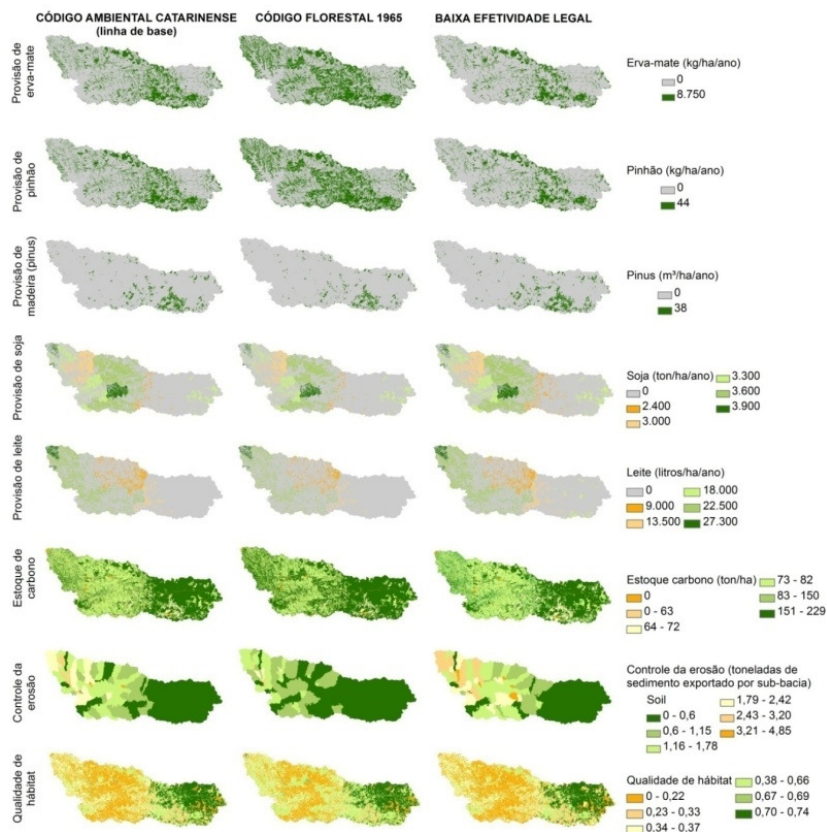
Entre os três cenários de políticas de conservação houve uma diferença significativa para todos os bens e serviços ambientais analisados ($p < 0,001$) (Tabela 13). O CF de 1965 produziu os maiores ganhos para todos os bens e serviços florestais (carbono, erva-mate, pinhão e qualidade de hábitat para a biodiversidade) e controle da erosão. Por outro lado, o cenário de Baixa Efetividade Legal produziu os maiores ganhos para a provisão de commodities, enquanto o cenário do Código Ambiental Catarinense apresentou-se em uma situação intermediária (Figura 3).

Tabela 13: Comparação dos bens e serviços ambientais entre os cenários de conservação ambiental.

Bens e Serviços Ambientais	Cenários de Conservação	p
Estoque de Carbono	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Qualidade de Hábitat	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Provisão de Erva-Mate	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Provisão de Pinhão	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Monocultura de Pinus	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Controle da erosão (perda de solo)	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Provisão de Soja	CAC-CF	<0.05
	CAC-BEL	<0.05
	CF-BEL	<0.05
Provisão de Leite	CF-BEL	<0.05
	CF-CAC	<0.05
	BEL-CAC	<0.05

Nota: CF - Código Florestal de 1965, CAC - Código Ambiental Catarinense, BEL - Baixa Efetividade Legal.

Figura 3: Mapas do Corredor Ecológico Chapecó sob os diferentes cenários de conservação para cada um dos bens e serviços ambientais



modelados no software *ArcGis* 10 e aplicativo *INVEST*.

Fonte: elaborada pela autora

O estoque de carbono no cenário do Código Florestal de 1965 aumentou 8% e 27% em comparação com os cenários do Código Ambiental Catarinense e Baixa Efetividade Legal, respectivamente, devido à conversão de todas as APPs em floresta e Campos de Altitude. A provisão de erva-mate e pinhão registrou crescimento no cenário do Código Florestal de 1965, aumentando 60% em relação ao cenário do Código Ambiental Catarinense e 200% em relação ao cenário de Baixa Efetividade

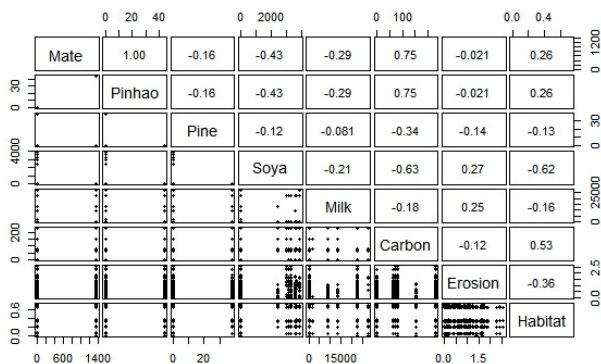
Legal. Tanto a erva-mate quanto o pinhão possuem mercados consolidados no Brasil (EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL; CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, 2012). Um aumento apenas na disponibilidade da erva-mate com a plena implementação do Código Florestal de 1965 poderia gerar uma renda líquida agregada de R\$ 173 milhões⁶ para toda área de estudo.

A qualidade de hábitat para a biodiversidade no Código Florestal de 1965 aumentou especialmente ao longo das APPs, que estavam predominantemente sob outros usos nos outros dois cenários. No Código Ambiental Catarinense e no cenário de Baixa Efetividade Legal, a influência do efeito de borda sobre as áreas de floresta reduziu o escore da qualidade de hábitat dos fragmentos localizados principalmente na parte central do CE Chapecó. Nos três cenários, os Campos de Altitude apresentaram a maior pontuação no que se refere à qualidade de hábitat para a biodiversidade.

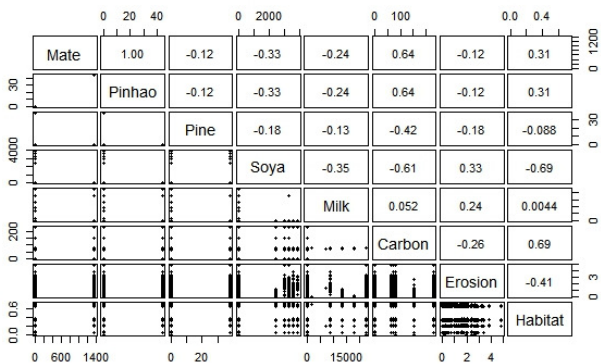
Dentre as opções do modelo de controle da erosão, simulou-se a perda de solo, considerada um “disserviço ambiental”. No cenário de Baixa Efetividade Legal a perda de solo cresceu 46% e 35% comparativamente aos cenários Código Florestal de 1965 e Código Ambiental Catarinense, respectivamente. Além da perda de solo, o cenário de Baixa Efetividade Legal também registrou aumento para a provisão de commodities. Pinus e soja cresceram 24% e 21%, respectivamente, em relação ao cenário Código Ambiental Catarinense, e 47% e 30%, respectivamente, em relação ao Código Florestal de 1965. A expansão de áreas agrícolas considerando uma mudança do Código Ambiental Catarinense (ou linha de base) para o cenário de Baixa Efetividade Legal representou uma renda anual líquida de aproximadamente R\$ 30 milhões apenas na colheita da soja (considerando dados de CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, 2012), e outros R\$ 10 milhões com a produção de pinus para todo o Corredor (CENTRO DE INTELIGÊNCIA EM FLORESTAS, 2012). A expansão das áreas de pastagem acrescentaria, em média, R\$ 5 milhões de renda líquida anual com a produção de

⁶ Considerou-se um custo de produção de 20% baseado em dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2010).

Código Florestal de 1965



Baixa Efetividade Legal



Fonte: elaborada pela autora

Tabela 14: Índice de correlação dos pares de bens e serviços ambientais por cenário de conservação, classificados de acordo com os níveis de correlação (alta, moderada, fraca) e sinal.

Bens e Serviços Ambientais	Cenários de Conservação		
	CAC	CF65	BEL
Hábitat - Carbono	A+	A+	A+
Hábitat - Mate	F+	F+	F+
Hábitat - Pinhão	F+	F+	F+
Hábitat - Soja	A-	A-	A-
Hábitat - Pinus	F-	F-	F-
Hábitat - Perda de Solo	M-	M-	M-
Hábitat - Leite	F-	F-	F+
Carbono - Mate	A+	A+	A+
Carbono - Pinhão	A+	A+	A+
Carbono - Soja	A-	A-	A-
Carbono - Pinus	M-	M-	M-
Carbono - Perda de Solo	F-	F-	F-
Carbono - Leite	F-	F-	F+
Mate - Pinhão	A+	A+	A+
Mate - Soja	M-	M-	M-
Mate - Pinus	F-	F-	F-
Mate - Perda de Solo	F-	F-	F-
Mate - Leite	M-	M-	M-
Pinhão - Soja	M-	M-	M-
Pinhão - Pinus	F-	F-	F-
Pinhão - Perda de Solo	F-	F-	F-
Pinhão - Leite	M-	M-	M-
Soja - Pinus	F-	F-	F-
Soja - Perda de Solo	M+	F+	M+
Soja - Leite	M-	F-	M-
Pinus - Perda de Solo	F-	F-	F-
Pinus - Leite	F-	F-	F-
Leite - Perda de Solo	M+	F+	F+

Nota: CAC - Código Ambiental Catarinense; BEL - Baixa Efetividade Legal; CF65 - Código Florestal de 1965; A+ Correlação Positiva Alta ($r \geq 0.5$); A- Correlação Negativa Alta ($r \leq -0.5$); M+ Correlação Positiva Moderada ($0.5 \leq r \leq 0.3$); M- Correlação Negativa Moderada ($-0.5 \leq r \leq -0.3$); F+ Correlação Positiva Fraca ($r < 0.3$); F- Correlação Negativa Fraca ($r < -0.3$).

Trade-offs foram observados entre os serviços de provisão baseados em commodities e todos os outros serviços ambientais analisados, com exceção entre soja e controle da erosão, e leite e controle da erosão. A provisão de soja apresentou alta correlação negativa com os serviços de qualidade de hábitat e estoque de carbono em todos cenários. Do mesmo modo, pinus apresentou uma fraca correlação negativa com todos os outros serviços nos três cenários, com exceção do estoque de carbono, onde a correlação foi negativa, mas moderada (Figura 4, Tabela 14).

As principais sinergias observadas foram entre os serviços de provisão de pinhão e erva-mate e estoque de carbono, e entre hábitat e estoque de carbono. Em todos os casos, os serviços estavam altamente e positivamente correlacionados (Figura 4, Tabela 14).

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Impactos das Mudanças das Políticas de Conservação Ambiental sobre Padrões de Uso e Cobertura do Solo

As mudanças em políticas de conservação ambiental poderão influenciar os padrões de uso e cobertura do solo com impacto significativo na provisão de bens e serviços ambientais, como também foi demonstrado em outros estudos (DE KONING et al., 2007; GOLDSTEIN et al., 2012; LIU et al., 2008; SWETNAM et al., 2011). Como esperado, o cenário do Código Florestal de 1965 seria a opção política mais relevante para a conservação de ecossistemas naturais, assim como para a provisão de bens e serviços ambientais, seguido pelo cenário do Código Ambiental Catarinense e pelo de Baixa Efetividade Legal.

A reforma do Código Florestal de 1965 poderá ter consequências graves para a Mata Atlântica e outros biomas brasileiros (METZGER et al., 2010; NAZARENO et al., 2011;

SPAROVEK; GIAROLI; PEREIRA, 2011). No Brasil, as políticas ambientais possuem um papel importante para a conservação da Mata Atlântica, no entanto, ainda são ineficientes mesmo em regiões cujos esforços para conservação sejam mais altos, como é o caso do CE Chapecó. Com a aplicação do Código Florestal de 1965, o CE Chapecó ganharia 80 mil hectares de florestas, localizada em áreas de grande importância ecológica, como as matas ciliares. A expansão das áreas de floresta representaria um ganho importante para a Floresta Ombrófila Mista e para a Floresta Estacional Decidual. Estima-se que Santa Catarina disponha de apenas 27% dos remanescentes florestais originais do bioma Mata Atlântica. Entre suas fitofisionomias, a Floresta Estacional Decidual dispõe de apenas 16% de seus remanescentes originais, enquanto a Floresta Ombrófila Mista possui 22%. Em ambos os casos, a estrutura dessas formações florestais encontra-se altamente degradada em função da exploração madeireira, da abertura de estradas, de queimadas no sub-bosque e da pecuária extensiva (VIBRANS et al., 2012b, 2013). Neste sentido, o Código Florestal de 1965 poderia restaurar conexões perdidas, e aumentar a disponibilidade de remanescentes florestais em regiões de importância ecológica ao longo do CE Chapecó. A aplicação efetiva desta política também poderia resultar na melhoria de atividades de monitoramento, a fim de evitar a descaracterização dos remanescentes florestais.

O cenário de Baixa Efetividade Legal resultou na conversão de áreas de floresta (21%) e Campos de Altitude (11%) para atividades agropecuárias. A taxa de desmatamento observada para este cenário pode parecer baixa, porém foi maior do que a da América do Sul (0,45%) e maior que a taxa de desmatamento mundial (0,13%) para o mesmo período (FAO, 2011). A Lei da Mata Atlântica, em vigor desde 2006 (BRASIL, 2006b), restringe fortemente o manejo florestal, mas sua promulgação não conseguiu conter o desmatamento ilegal (SIMINSKI; FANTINI, 2010). Para o bioma Mata Atlântica, a persistência de um cenário de Baixa Efetividade Legal pode eventualmente levar seus ecossistemas a alcançarem limiares ecológicos (GALETTI et al., 2010; LEES; PERES, 2008; METZGER, 2010). Nos Campos de Altitude, a taxa de conversão adotada no cenário de Baixa Efetividade Legal foi subestimada devido à

ausência de informações de monitoramento e ao rápido avanço das atividades agrícolas sobre esse ecossistema (OVERBECK; PFADENHAUER, 2007; OVERBECK et al., 2007). Portanto, sem a efetiva aplicação de medidas de conservação, a conversão dos Campos de Altitude seria provavelmente muito maior do que a projetada para o cenário de Baixa Efetividade Legal neste trabalho.

Em decorrência das mudanças no uso do solo, os cenários do Código Florestal de 1965 e de Baixa Efetividade Legal projetaram mudanças divergentes no que se refere à renda agregada de produtos florestais e agrícolas para a área do CE Chapecó. No cenário do Código Florestal, as áreas de Floresta Ombrófila Mista poderiam gerar uma renda líquida de cerca de 2.600,00/hectare/ano com a exploração da erva-mate e do pinhão (valores para junho de 2011). Este cálculo poderia aumentar significativamente com práticas mais tecnificadas para a produção da erva-mate nativa (ANDRADE, 2002) ou ainda com a exploração econômica de outros produtos não madeireiros da Floresta Ombrófila Mista. A renda gerada a partir desses dois produtos florestais não madeireiros demonstrou ser competitiva frente à renda gerada pela produção de commodities como a soja (R\$ 1.400,00/hectare/ano), madeira (R\$ 1.700,00/hectare/ano) e o leite (R\$ 380,00/hectare/ano), e poderiam ser incorporados de maneira efetiva na conservação de florestas em pé (ANDRADE, 2002; GUERRA et al., 2002). Não obstante, o crescimento da fiscalização das leis trabalhistas sobre as ervateiras, a falta de mão-de-obra e a flutuação no valor da arroba tem impulsionado produtores rurais a desistirem da produção da erva-mate nativa e migrar para outras práticas agrícolas na região (ZUCHIWSCHI, 2013). Ademais, alguns entrevistados se queixaram da falta de pagamentos das ervateiras após a colheita da erva.

3.4.2 Trade-Offs e Sinergias entre Serviços Ambientais

Trade-offs foram observados entre soja, pinus e leite e todos os outros serviços ambientais. O mesmo padrão foi observado em diferentes estudos de caso (AYANU et al., 2011; GOLDSTEIN et al., 2012; NELSON et al., 2009; RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010), bem como em projeções

globais (FOLEY et al., 2005; NELSON et al., 2010). No CE Chapecó, a soja apresentou-se negativamente correlacionada com os serviços de estoque de carbono e qualidade de hábitat. Raudsepp-Hearne et al. (2010) encontraram correlação negativa entre o sequestro de carbono e a provisão de commodities em Montreal, Canadá, enquanto Goldstein et al. (2012) encontraram o mesmo padrão entre o estoque de carbono e a renda líquida proveniente de atividades agrícolas no Havaí. A provisão de pinus (madeira) também demonstrou correlação negativa com todos os outros serviços ambientais. As monoculturas tanto de soja como de pinus implicam na completa substituição de ecossistemas naturais na paisagem, a fim de garantir a provisão exclusiva de um ou dois serviços (DEFRIES; FOLEY; ASNER, 2004; FOLEY et al., 2005, 2011). Neste caso, a expansão destas commodities (em um cenário de Baixa Efetividade Legal) poderia render, pelo menos, R\$ 45 milhões para toda a área de estudo, sem contabilizar as perdas econômicas geradas a partir da redução de serviços ambientais associados às áreas de floresta desmatadas.

Quando as ações de manejo do uso e cobertura do solo favorecem poucos ou apenas um serviço ambiental, tais ações podem causar o declínio indesejado ou inesperado de outros (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2003; DEFRIES; FOLEY; ASNER, 2004; FOLEY et al., 2005, 2011). Normalmente, produtores rurais são motivados por lucros rápidos e não estão preocupados e/ou não têm conhecimento sobre a perda de serviços ambientais que possam interferir em suas práticas agrícolas em longo prazo (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; RODRÍGUEZ et al., 2006). No Brasil, a rápida expansão do setor do agronegócio, mesmo com a instabilidade internacional dos preços das commodities, representa um caminho curto para o lucro, com o apoio de programas e subsídios governamentais. Embora parte das políticas públicas desenvolvidas recentemente pelos governos federal e estaduais busque fomentar práticas sustentáveis, tais políticas continuam a desempenhar um papel secundário (TOLLEFSON, 2010).

Sinergias entre bens e serviços ambientais também foram observadas. A provisão de produtos florestais não madeireiros (erva-mate e pinhão), o estoque de carbono e a qualidade de hábitat para a biodiversidade apresentaram-se positivamente

correlacionados em todos os três cenários. A alta e positiva correlação entre o estoque de carbono e a provisão de erva-mate e pinhão está essencialmente relacionada aos elevados valores de estoque de carbono encontrados na Floresta Ombrófila Mista, especialmente no que se refere ao carbono acima e no solo (VIBRANS et al., 2013; WATZLAWICK et al., 2002). A relação entre qualidade de habitat e estoque de carbono foi avaliada em diversos estudos, em escalas locais e globais, com resultados diferentes e por vezes contrários (IZQUIERDO; CLARK, 2012; LARSEN; LONDOÑO-MURCIA; TURNER, 2011; NAIDOO et al., 2008; NELSON et al., 2009). Neste estudo, a correlação positiva entre ambos os serviços esteve provavelmente relacionada à dependência que o modelo possui dos tipos de uso e cobertura do solo presentes no CE Chapecó. As pontuações mais elevadas para ambos os serviços ambientais foram encontradas nos ecossistemas naturais (florestas e Campos de Altitude).

Trade-offs e sinergias entre serviços ambientais podem variar conforme a escala e são dependentes do tipo do ecossistema estudado (RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010). Neste sentido, para a tomada de decisão sobre políticas que favoreçam um ou múltiplos serviços ambientais, é coerente compreender sua dinâmica na escala local ou regional.

A mudança entre as políticas não interfere nas práticas de manejo dos tipos de uso e cobertura do solo, como foi observado pelo mesmo padrão de correlação dos serviços nos três cenários. A plena implementação do Código Florestal de 1965, por exemplo, poderia reforçar ações de monitoramento e reduzir a descaracterização da floresta, embora não interfira nas práticas de manejo florestal realizadas pelos produtores rurais. A mesma situação é observada nas áreas agrícolas, onde nenhuma das políticas modeladas interferiu no manejo e melhoramento das práticas agronômicas, tais como plantio direto, sobressemeadura, implantação de sistemas silvipastoris, entre outras. Desta forma, sugere-se que novas pesquisas sobre impactos de políticas de conservação sobre os tipos de uso e cobertura do solo e provisão de serviços ambientais incluam, na modelagem, mudanças nas práticas de manejo da terra, a fim de informar os tomadores de decisão.

3.4.3 Impactos das Políticas de Conservação sobre Programas de Pagamento por Serviços Ambientais

Os recentes esforços da última década para a aplicação do Código Florestal de 1965 podem ter se constituído como uma força motriz para a tomada de decisão do produtor rural no que se refere ao uso da terra. Programas de PSA podem ter tido um papel importante na compensação dos produtores rurais por eventuais perdas econômicas com a conversão de terras produtivas em florestas ou com a conservação de remanescentes florestais (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012; ZANELLA, 2011). Não obstante, cabe destacar que o custo de oportunidade foi considerado uma variável importante na decisão de produtores rurais sobre como administrar seus estabelecimentos agropecuários em três programas de PSA desenvolvidos na Mata Atlântica. Produtores rurais com custos de oportunidade mais altos tenderam a participar menos em programas de PSA (ZANELLA, 2011). O mesmo padrão também foi observado em estudos desenvolvidos na Costa Rica, onde o custo de oportunidade, o tamanho do estabelecimento agropecuário e a falta de informações sobre os programas constituíram fatores chaves na tomada de decisão de produtores rurais quanto à adesão em programas de PSA no país (ARRIAGADA et al., 2009; ZBINDEN; LEE, 2005).

A aplicação do Código Ambiental Catarinense ou do novo Código Florestal deve mudar o interesse dos produtores rurais com relação à adesão a programas de PSA. A maioria dos programas de PSA na Mata Atlântica foi desenvolvida sob uma atmosfera de baixa efetividade legal, embora com crescentes restrições por parte dos órgãos federal e estaduais de meio ambiente na última década. Neste contexto, programas de PSA sob uma legislação menos restritiva, como se desenha o novo Código Florestal, poderiam sofrer mais influência do custo de oportunidade da terra nas diferentes regiões brasileiras, e a eficiência de tais programas tenderia a depender mais da consciência ambiental dos produtores rurais, para que eles destinem parte de suas terras à conservação. Este risco é ainda maior na região da Mata Atlântica, no sul e sudeste do Brasil, onde os produtores rurais são mais estruturados, a infra-

estrutura é mais desenvolvida e, conseqüentemente, os custos de oportunidade são mais altos.

Além do exposto, é importante destacar que o custo de oportunidade deverá ter mais influência sobre as atividades de recuperação florestal, já que a Lei da Mata Atlântica restringe o corte dos estágios médio e avançado de regeneração deste bioma, e esta regulamentação não foi alterada com o novo Código Florestal. Programas de PSA baseados em uma cesta de serviços ambientais em áreas prioritárias com alta biodiversidade na Mata Atlântica poderiam competir com altos custos de oportunidade, mas a escala de tais programas seria certamente menor.

3.4.4 Limitações do Método

3.4.4.1 Mapa de uso e cobertura do solo e cenários

O mapa de uso e cobertura do solo foi elaborado com base em imagens SPOT do ano de 2005, mas a área de estudo sofreu mudanças rápidas no uso e cobertura do solo nos últimos dez anos, devido aos incentivos à produção de commodities agrícolas e a alta no preço dos alimentos (MARTINELLI et al., 2010a). Na região dos Campos de Altitude, a tentativa de criação de uma Área de Proteção Ambiental englobando grande parte desta fitofisionomia, em 2005, também influenciou produtores rurais a diversificarem suas atividades para descaracterizar os Campos de Altitude, com objetivo de evitar futuras tentativas da criação de uma Área Protegida na região (ALARCON; DA-RÉ; RAMPINELLI, 2011). Tais mudanças não foram capturadas nas análises deste estudo. O cenário de Baixa Efetividade Legal foi modelado considerando a manutenção das mesmas atividades agrícolas preponderantes na paisagem atual (soja, pinus e pastagem para a pecuária leiteira). No entanto, subsídios focados em diferentes culturas agrícolas poderiam resultar em mudanças na renda esperada e, conseqüentemente, nos padrões de uso e cobertura do solo. Ainda sim, a tendência de desmatamento foi assumida como estável para o período de 45 anos, considerando os dados da última década. Contudo, a aprovação do novo Código Florestal poderia interferir na taxa de desmatamento, modificando a tendência observada entre 2002 -

2012. Estas variações não foram incorporadas na modelagem do cenário de Baixa Efetividade Legal.

3.4.4.2 Receitas obtidas com serviços de provisão

A renda potencial advinda da exploração dos produtos florestais estudados (erva-mate e pinhão) foi conservadora para o objetivo do trabalho. Os dados utilizados no modelo foram obtidos considerando práticas de manejo pouco tecnificadas. Enriquecimento e melhoria das estratégias de manejo florestal poderiam triplicar a produtividade da erva-mate e aumentar a produtividade da araucária (pinhão), especialmente em áreas como os Campos de Altitude (ANDRADE, 2002; GUERRA et al., 2002). Além disso, produtos florestais não madeireiros da Floresta Estacional Decidual também poderiam gerar receita para os produtores rurais, bem como a exploração de espécies madeireiras, a partir de técnicas de manejo florestal sustentável, aumentando a renda potencial com as formações florestais da área de estudo como um todo (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011; ZUCHIWSCHI et al., 2010).

Já para as commodities escolhidas, especialmente provisão de madeira (pinus) e de leite, o valor médio de produtividade utilizado nos modelos pode causar distorções espaciais sobre a renda estimada. Por exemplo, a renda líquida originada a partir da produção de leite pode alcançar até 4.200,00/ha/ano, dependendo das práticas de manejo adotadas (CONSELEITE; CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, 2013). A produtividade da soja tem muito menos variação, mas o aspecto rotacional desta cultura pode aumentar a renda líquida por hectare/ano para o produtor rural. Os produtores rurais que plantam soja têm duas colheitas por ano, uma da soja e a outra é variável, incluindo o trigo, o feijão, o triticale ou a aveia na área do CE Chapecó. Neste sentido, além da renda gerada com a soja, os produtores rurais têm outra renda anual utilizando a mesma área. O cômputo das duas colheitas pode aumentar significativamente a renda líquida gerada por hectare/ano superando as demais encontradas neste estudo.

3.4.4.3 Limitações da ferramenta de modelagem

O *InVEST* é um aplicativo que modela uma série de serviços ambientais demonstrando seus padrões gerais na paisagem e variações na provisão dos serviços originados a partir de mudanças no uso e cobertura do solo. Os modelos possuem limitações no que se refere aos tipos de variáveis demandadas para simulação, as quais muitas vezes não têm aplicabilidade na escala local, ou ainda requerem dados genéricos, que não permitem uma avaliação mais acurada e específica dos serviços ambientais analisados (VIGERSTOL; AUKEMA, 2011). Neste estudo, procurou-se evitar o uso de dados globais nos modelos avaliados, com intuito de minimizar os erros e gerar resultados mais próximos da realidade da área de estudo. A maior parte dos dados utilizados para cada serviço ambiental modelado foi do sul do Brasil e, especificamente, do bioma Mata Atlântica. No entanto, em alguns casos, dados globais foram utilizados, bem como dados vindos de trabalhos não publicados, ou mesmo a partir de outras regiões do país. Neste sentido, a acurácia dos resultados pode ter sido afetada de igual maneira, mas é a ferramenta que se apresenta no momento e poderá ser melhor aferida para análises futuras e para comparação com outras situações.

3.5 CONCLUSÕES

O aumento da vegetação nativa sob o cenário do Código Florestal de 1965 poderia melhorar significativamente a provisão de serviços ambientais, enquanto o cenário de Baixa Efetividade Legal aumentaria a probabilidade de que a Mata Atlântica atinja limites ecológicos irreversíveis (GALETTI et al., 2010; LEES; PERES, 2008; METZGER et al., 2009). Uma política favorece a conservação da floresta e a outra o crescimento econômico, enquanto o Código Ambiental Catarinense (que coincide com a linha de base) está em um meio termo entre os dois. Para determinar qual destas opções é melhor, seria necessário comparar os benefícios marginais da conservação com os custos de oportunidade da redução da produção de commodities. Uma vez que serviços ambientais

geram benefícios nas escalas locais, regionais e globais, o valor relativo dos custos e benefícios depende da escala de análise.

Produtores rurais vão preferir a conservação apenas se o retorno líquido originado com a recuperação ou conservação da floresta exceder aqueles gerados com a produção de commodities (AMIGUES et al., 2002; ARRIAGADA et al., 2009; BUCKLEY; HYNES; MECHAN, 2012). Há três opções que podem afetar esta relação. Uma opção é o pagamento por serviços ambientais. Se os produtores rurais receberem, em média, um valor líquido de cerca de R\$ 1.400,00/hectare/ano (o que corresponde à renda líquida mais alta gerada na região) ou mais por uma cesta de serviços ambientais gerados a partir da recuperação e/ou conservação florestal, possivelmente haveria interesse em seguir os critérios legais estabelecidos pelo Código Florestal de 1965. No entanto, este valor é significativamente alto comparado aos valores pagos em programas de PSA no Brasil (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012). Atualmente o mercado de serviços ambientais mais desenvolvido é o do carbono (ECOSYSTEM MARKETPLACE, 2013). No CE Chapecó, a Floresta Ombrófila Mista armazena aproximadamente 100 vezes mais toneladas de carbono por hectare do que a pastagem, lavoura ou pinus. No entanto, os valores pagos no mercado nacional e internacional não são competitivos o suficiente comparativamente ao custo de oportunidade da região, o que torna o cenário do Código Florestal de 1965 pouco atrativo. Uma segunda opção é aumentar o retorno com produtos florestais não madeireiros, a partir do aumento da produtividade, e desenvolvimento de novos produtos. A EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) possui pesquisas em melhoramento de produtividade de produtos agrícolas e florestais, embora o foco principal esteja associado às culturas convencionais e à monocultura de espécies nativas, tais como a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e a bracatinga (*Mimosa scabrella*). Uma terceira opção é aumentar as penalidades pelo não cumprimento das leis existentes, o que seria, evidentemente, menos eficaz no cenário do Código Ambiental Catarinense ou ainda do novo Código Florestal.

Qual destas opções políticas faz mais sentido depende dos custos e os benefícios para a sociedade. O Brasil tem adotado

medidas tanto de crescimento econômico como de conservação ambiental, embora a última tenha menor prioridade (TOLLEFSON, 2010). Se o Brasil expande programas de PSA para compensar produtores rurais pelo cumprimento da legislação florestal (a exemplo do que fez a Costa Rica) ou os penaliza pelo descumprimento, isto provavelmente resultaria no aumento da cobertura florestal em detrimento do crescimento econômico em curto prazo. Embora seja verdade que a contínua degradação da Mata Atlântica possa ter custos inaceitáveis no futuro, os políticos tendem a ignorar tais impactos em longo prazo. O Brasil está investindo recursos significativos em pesquisa e desenvolvimento agrícola, mas principalmente na agricultura convencional, o que aumenta ainda mais o custo de oportunidade do cumprimento de medidas legais como as do Código Florestal de 1965 (FERREIRA et al., 2012; MARTINELLI; FILOSO, 2009; MARTINELLI et al., 2010a). Contrariamente, o investimento em pesquisa e desenvolvimento em agroecossistemas que aumentem a produtividade de espécies da biodiversidade brasileira e que são mais compatíveis com a provisão de serviços ambientais poderia representar uma estratégia que compatibilizaria crescimento econômico e conservação.

Neste trabalho foi demonstrado como mudanças nas políticas ambientais podem afetar padrões de uso e cobertura do solo e a provisão de serviços ambientais, assim como foram apontados potenciais impactos desta mudança sobre programas de PSA. É essencial que novas pesquisas sejam desenvolvidas nos próximos anos para compreender as perdas ou ganhos na provisão de serviços ambientais com o novo Código Florestal e se tais mudanças interferiram ou não em políticas de PSA na Mata Atlântica e em outros biomas brasileiros.

4. CAPÍTULO III - MOTIVAÇÕES DE PRODUTORES RURAIS PARA ADEÇÃO EM PROGRAMA DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS. SUBSÍDIOS PARA A IMPLEMENTAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SC.

RESUMO

Programas de pagamento por serviços ambientais (PSA) tem tido uma rápida expansão no Brasil, e cobrem atualmente cerca de 50 mil hectares. Compreender quais fatores motivam provedores de serviços ambientais em aderirem a programas de PSA e quais seriam os valores mínimos que eles estariam dispostos a receber para garantir esta provisão pode prover importantes subsídios para o desenho destes programas. No entanto, poucos trabalhos têm se dedicado a estudar este tema no Brasil. Este estudo teve como objetivo compreender quais fatores influenciam a motivação de produtores rurais em aderirem a um programa de PSA em estágio inicial de implementação, assim como procura levantar quais seriam os valores mínimos que eles estariam dispostos a receber para adesão no programa. Para tanto, foram entrevistados 100 produtores rurais de 21 municípios da área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó, em Santa Catarina. Os dados levantados foram testados através da abordagem de máxima verossimilhança e seleção de modelos. 94% dos entrevistados mostraram interesse em participar de um programa de PSA voltado à conservação da floresta em pé, enquanto apenas 48% estavam interessados na recuperação florestal. O valor médio declarado para participação em um programa de recuperação florestal (R\$ 361,00/hectare/ano) foi 62% maior do que o valor médio declarado para conservação da floresta, mesmo que os custos da recuperação sejam arcados pelo programa. A região socioeconômica com predominância de pecuária de corte teve maior restrição à modalidade de recuperação florestal. A escolaridade constituiu a variável de maior relevância para determinar os valores mínimos declarados para conservação, enquanto o custo de oportunidade foi a variável de maior relevância para recuperação florestal. Foi identificada uma tendência de que a maior parte dos produtores rurais esteja interessada em aderir à modalidade de PSA focada na conservação florestal, o que pode comprometer critérios de

adicionalidade do programa. Do mesmo modo, verificou-se uma maior aceitação por parte dos pequenos produtores rurais. Esta característica pode resultar em maior equidade de acesso ao programa e uma chance de melhoria das condições sociais locais, no entanto, corre-se o risco de que os objetivos primários da criação do Corredor Ecológico Chapecó sejam comprometidos.

Palavras-chave: valoração contingente, disposição a receber, pagamento por serviços ambientais

ABSTRACT

Payments for environmental services (PES) programs have faced a rapid expansion in Brazil and currently cover an area of around 50 thousand hectares. To comprehend which factors motivate environmental services providers to enroll in a PES program and what are the minimum values that they would be willing to accept to ensure these services provision may offer important input for the design of such programs. However, few studies have been dedicated to investigate this issue in Brazil. This study aimed at understanding which factors influence farmers' motivation to enroll in a PES program in early stages of implementation. Moreover, it also intends to assess what would be the minimum values that farmers would be willing to accept for joining this program. One hundred farmers from 21 municipalities from Chapecó Ecological Corridor Chapecó, Santa Catarina, were interviewed. Data were tested by maximum likelihood and model selection approach. 94 % of the farmers were interested in taking part at a PES program focused on forest conservation, while only 48 % were interested in forest restoration. The average minimum value accepted to join a PES program focused on forest restoration (R\$ 361,00/hectare/year) was 62% higher than the average minimum value accepted for forest conservation, even if the costs of forest restoration are covered by the program. The socioeconomic region of cattle raising had greater restriction to enroll in a forest restoration PES scheme. Scholarity was the most relevant variable influencing the stated minimum values for conservation, while the opportunity cost was the most important for forest

restoration. There is evidence that most farmers are interested in enrolling in the forest conservation modality and this might compromise the program's additionality criteria. Similarly, small farmers showed a greater interest in the PES program. These characteristics may result in more equitable access to the program and increase the chance to improve local social conditions; however, there is a risk that the primary objectives of the Chapecó Ecological Corridor creation can be compromised.

Key-words: contingent valuation, willingness to accept, payment for environmental services.

4.1 INTRODUÇÃO

O pagamento por serviços ambientais (PSA) nasceu como uma ferramenta que procura criar incentivos econômicos para obter, em troca, ações diretas de conservação ambiental. No Brasil, desde a primeira iniciativa institucionalizada no estado de Minas Gerais, em 2005, programas de PSA se espalharam amplamente pelo país, desenvolvendo-se por meio de acordos locais com apoio de ONGs, regulamentações municipais envolvendo *multistakeholders* e programas estaduais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012; SANTOS; VIVAN, 2012). Desde 2007 está em tramitação uma lei federal para implementação de um Programa Nacional de PSA, o qual ainda está em discussão (BRASIL, 2010).

Mesmo com a rápida expansão dos programas de PSA brasileiros na última década, a área total sob algum tipo de intervenção baseada neste mecanismo de conservação totaliza apenas 50 mil hectares, bem menos do que países como a Costa Rica e o México (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012). Compreender quais fatores motivam ou desmotivam provedores de serviços ambientais em aderirem a programas de PSA pode prover subsídios importantes para o desenho destes programas, garantindo maior êxito na participação e alcance dos seus objetivos sociais e ecológicos em longo prazo (BLACKMORE; DOOLE, 2013; BREMER; FARLEY; LOPEZ-CARR, 2014; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; PAGIOLA; RIOS; ARCENAS, 2010).

Há uma vasta literatura que trata da motivação de produtores rurais em adotarem práticas agrícolas conservacionistas mediante incentivos econômicos. Muitas das análises realizadas foram feitas no âmbito de projetos integrados de conservação e desenvolvimento e de esquemas agro-ambientais europeus e norte-americanos (DEFRANCESCO et al., 2006; RHODES; LELAND; NIVEN, 2002; RYAN; ERICKSON; YOUNG, 2003; WILSON, 1997). Pesquisas empíricas sobre a motivação e outras influências na adesão a programas de conservação da natureza e especificamente a programas de PSA, ainda são limitadas (KABII; HORWITZ, 2006).

Diversos fatores podem motivar produtores rurais a participarem de programas de conservação baseados em incentivos econômicos. E, a despeito de controvérsias, a maior

parte dos estudos aponta os incentivos econômicos como um dos principais fatores afetando a motivação de produtores rurais em aderir-los (BREMER; FARLEY; LOPEZ-CARR, 2014; CORBERA; KOSOY; MARTÍNEZ TUNA, 2007; FISHER, 2012; KOSOY et al., 2007). Outras motivações incluem a percepção positiva sobre o meio ambiente, a renda, o tamanho do estabelecimento agropecuário, o acesso à assistência técnica e à informação, e o capital social. Valores pessoais também possuem um papel importante na tomada de decisão (DWORAK et al., 2009). Knowler e Bradshaw (2007) revisando uma série de estudos encontraram que não há uma variável universal que explique a motivação de produtores rurais em aderirem a programas voltados à implementação de ações de conservação ambiental em estabelecimentos agropecuários. Fatores socioeconômicos, políticos, culturais e características biofísicas dos estabelecimentos atribuem a cada região uma característica particular, que resultará na motivação e na forma de participação de produtores rurais em tais programas.

As pesquisas que avaliam a disposição a participar de programas de PSA e similares comumente utilizam a metodologia de seleção de variáveis e testes de regressão (KNOWLER; BRADSHAW, 2007). Outra abordagem dada a estas pesquisas inclui análises sobre a disposição de produtores rurais a receber incentivos econômicos (*willingness to accept*) a partir da metodologia de valoração contingente. A metodologia de valoração contingente permite que os entrevistados tomem uma decisão econômica sobre bens ou serviços não negociados no mercado (CARSON; FLORES; MEADE, 2001). A metodologia simula um mercado hipotético, informando os entrevistados sobre os atributos de bens ou serviços a serem avaliados. Os entrevistados são questionados sobre a sua disposição a pagar para prevenir a perda, ou a disposição a receber para manter ou melhorar a provisão de determinando bem ou serviço (MAIA; ROMEIRO; REYDON, 2004).

A despeito das críticas sobre as limitações metodológicas (CARSON; FLORES; MEADE, 2001; WHITTINGTON, 2002), a valoração contingente pode ser utilizada com sucesso para analisar a preferência de produtores rurais e para produzir medidas de compensações econômicas esperadas para

conservação ambiental (LINDHJEM; MITANI, 2012; WHITTINGTON; PAGIOLA, 2011).

No Brasil, a valoração contingente tem sido aplicada para estudos em Unidades de Conservação (UC) (CIRINO; LIMA, 2008; NASCIMENTO; RIBEIRO; SOUSA, 2013; SILVEIRA; CIRINO; FILHO, 2013), em áreas relevantes para biodiversidade fora de UCs (MATTOS et al., 2007; PESSOA; RAMOS, 1998) e, em menor frequência, como estratégia para implementação de programas de PSA (MÁXIMO; SILVA; MÁXIMO, 2009).

Análises sobre a motivação e valores mínimos necessários para garantir a participação de produtores rurais em programas de PSA focando recuperação e conservação da floresta em pé têm sido comumente abordadas de maneira conjunta (ARRIAGADA et al., 2009; BLACKMORE; DOOLE, 2013; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; KOSOY et al., 2007). No Brasil, essas duas modalidades de PSA são as mais comuns, embora algumas iniciativas fomentem outras medidas, como sistemas agroflorestais e silvipastoris, a exemplo do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2010). Há uma ampla discussão sobre a priorização desses dois tipos de modalidades de PSA, bem como sobre a adicionalidade resultante das ações frente às restrições já impostas pela legislação ambiental brasileira (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012). No entanto, grande parte das ações dos programas de PSA em andamento é realizada em áreas privadas que se encontram legalmente protegidas, seja pelo Código Florestal (BRASIL, 2012) ou pela Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006b).

Este estudo analisou a disposição a participar de programas de PSA focados na conservação e na recuperação florestal, tratando os resultados separadamente. Esta distinção fez-se necessária uma vez que a Mata Atlântica ainda dispõe de fragmentos florestais com extensões razoáveis, assim como há uma demanda significativa de recuperação de áreas estratégicas para conservação, tais como as matas ciliares, cujo déficit é significativo na região sudeste e sul do Brasil (SPAROVEK et al., 2011). Ademais, os impactos da adoção dessas modalidades de conservação são distintos, tanto sob o ponto de vista da biodiversidade como da provisão de serviços ambientais.

O objetivo do artigo foi compreender quais fatores influenciam a disposição e o conjunto de valores mínimos

declarados por produtores rurais para participar em um programa de PSA proposto para o Corredor Ecológico (CE) Chapecó-SC, como forma de prover subsídios para sua implementação.

4.1.1 O Programa de PSA do Corredor Ecológico Chapecó

Ver capítulo 1.

4.2 METODOLOGIA

4.2.1 Levantamento dos dados

As informações levantadas foram coletadas por meio de entrevistas estruturadas realizadas com 100 produtores rurais da região do CE Chapecó. A metodologia de amostragem e especificações da coleta de dados foram apresentadas no Capítulo 1.

4.2.1.1 Valoração Contingente

Para avaliação da disposição a receber incentivos econômicos para participar de um programa de PSA, alguns critérios de funcionamento do programa eram apresentados inicialmente, com objetivo de construir um cenário para nortear a tomada de decisão do entrevistado. O programa de PSA proposto pela FATMA era apresentado junto a um mapa com o zoneamento do CE Chapecó e um folder explicativo com as medidas previstas. Essas medidas foram tomadas buscando minimizar riscos da obtenção de valores aleatórios (MAIA; ROMEIRO; REYDON, 2004; SEROA DA MOTTA, 1997; WHITTINGTON; PAGIOLA, 2011).

Para a pergunta “Caso o (a) Senhor (a) fosse convidado para participar desse Programa que paga para a preservação das áreas de floresta nos estabelecimentos agropecuários, qual seria o valor mínimo que o (a) Senhor (a) estaria disposto (a) a receber por hectare/ano?” eram apresentadas respostas fechadas com faixas de valores variando de R\$ 80,00 a R\$ 550,00 (Anexo 1). Valores superiores ao valor máximo estabelecido também eram registrados.

As faixas de valores adotadas foram baseadas nos valores pagos em programas de pagamento por serviços ambientais em diferentes regiões no Brasil, levantadas por meio de dados secundários na literatura e em páginas específicas na *internet*. Optou-se por fazer questões fechadas sobre os valores para evitar que os entrevistados tivessem como base o valor mínimo para programas de PSA estabelecido pela Lei Estadual nº 15.133/2010 (30 sacas de milho), ou fossem guiados estritamente pelo custo de oportunidade da terra.

O questionário tratou separadamente a disposição a receber incentivos econômicos para conservação de remanescentes já existentes no estabelecimento agropecuário, ou seja, conservação da floresta em pé, e para recuperação florestal.

Os critérios de funcionamento do programa de PSA apresentados inicialmente incluíram:

a) Conservação de remanescentes florestais:

- cercamento das áreas de floresta no caso da presença de gado no estabelecimento agropecuário;
- possibilidade de uso de produtos florestais não madeireiros dos remanescentes integrantes do programa dentro de limites pré-estabelecidos;
- proteção dos remanescentes a fim de impedir a presença do gado, de caça e fogo como condicionante para manutenção do contrato.

b) Recuperação florestal:

- cercamento da área a ser recuperada no caso da presença de gado;
- doação de mudas e cercas pelo programa;
- mão-de-obra para o plantio e instalação de cercas (quando necessário) pelos proprietários.

c) Critérios inerentes às duas modalidades de PSA:

- contratos de 5 a 10 anos, com possibilidade de renovação;
- os estabelecimentos agropecuários serão sujeitos a monitoramento;
- no caso do descumprimento do contrato o participante é automaticamente excluído sendo impossibilitado de voltar a participar do programa e estará sujeito à multa.

4.2.1.2 Cálculo do Custo de Oportunidade

O custo de oportunidade é definido como o benefício líquido gerado a partir da melhor alternativa econômica desprezada, e pode ser composto de diferentes componentes, tais como benefícios diretos (locais), sócio-culturais ou benefícios indiretos (WHITE; MINANG, 2011). Quando calculado considerando mudanças no uso do solo, o custo de oportunidade é definido como a rentabilidade máxima que se poderia esperar da terra florestada, caso fosse convertida para o uso agropecuário mais lucrativo (YOUNG; MAC-KNIGHT; MEIRELES, 2007). O cálculo do custo de oportunidade se tornou uma ferramenta comumente utilizada em estudos de REDD+ e de PSA para subsidiar a definição do valor a ser pago pela conservação ou recuperação florestal (PLUMB; NIELSEN; KIM, 2012; WHITE; PETER MINANG, 2011).

As metodologias de cálculo do custo de oportunidade são bastante variáveis e sua complexidade normalmente está associada à dimensão de sua aplicabilidade (WHITE; PETER MINANG, 2011). Neste estudo, adotou-se o conceito de renda líquida como o COP da terra, tendo em vista a atividade agrícola mais rentável do estabelecimento agropecuário entrevistado. Todos os produtores entrevistados eram questionados sobre a renda líquida obtida por hectare/ano com a principal atividade produtiva desenvolvida no estabelecimento agropecuário. No caso da produção de leite e grãos, os valores declarados foram ajustados às estimativas de renda líquida média por hectare/ano mencionadas por duas cooperativas entrevistadas nos municípios de Abelardo Luz, Faxinal dos Guedes e São Domingos (COAMO e Cooperalfa). Já a renda líquida obtida com a pecuária de corte e reflorestamento declarada pelos entrevistados foi ajustada a partir de dados secundários levantados junto ao Censo Agropecuário do IBGE (2006), EPAGRI, Instituto CEPA e EMBRAPA, em *websites* específicos.

4.2.2 Tratamento dos dados

Com base na literatura, foi definido um conjunto de variáveis que pudessem influenciar a disposição e os valores mínimos declarados por produtores rurais para participar ou não

de um programa de PSA na área do CE Chapecó. Foram consultadas bibliografias relacionadas à análise de fatores influenciando a disposição de produtores rurais a participarem de medidas agro-ambientais (DEFRANCESCO et al., 2006; KNOWLER; BRADSHAW, 2007; WILSON, 1997), de programas de conservação ambiental (BUCKLEY; HYNES; MECHAN, 2012; KABIL; HORWITZ, 2006; RYAN; ERICKSON; YOUNG, 2003) e especificamente de programas de PSA (ARRIAGADA et al., 2009; ALVES, 2010; KOSOY et al., 2008).

Cinco regiões socioeconômicas (RSE) estabelecidas pelo Plano de Gestão do CE Chapecó foram incluídas dentre as variáveis selecionadas (SOCIOAMBIENTAL, 2009). As RSE correspondem a regiões geográficas com predominância de determinado tipo de atividades agropecuárias, tipo de relevo, tipo de uso do solo, presença de área de trabalho da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural (EPAGRI) e presença de assentamentos da Reforma Agrária, formando paisagens com características socioeconômicas semelhantes (KARAM; ARAÚJO, 2007).

Foram estabelecidos dois conjuntos de variáveis: aquelas determinantes das características dos proprietários e as determinantes das características dos estabelecimentos agropecuários (Tabela 1).

Tabela 1: Conjunto de variáveis selecionadas para elaboração de modelos sobre a disposição em participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais e sobre os valores declarados para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais em 2011 na área de abrangência do Corredor Ecológico Chapecó, SC.

Categoria	Variáveis	Descrição	Unidade
Características do proprietário	Idade	Idade do entrevistado	Anos
	Esc	Escolaridade	Anos de estudo
	Teprop	Período em que reside no estabelecimento agropecuário	Anos
	DT	Descendentes trabalhando no estabelecimento agropecuário	1= sim 0= não
	Renda	Salário	Número de salários mínimos
Características do estabelecimento agropecuário	Taprop	Tamanho do estabelecimento agropecuário	Área (hectares)
	Mo	Tipo de mão-de-obra no estabelecimento agropecuário	0 - familiar; 1 - diarista ou empregado, 2 - 2 empregados, 3 - mais de 2 empregados
	Cop	Custo de oportunidade	Renda líquida/hectare/ano
	Mata	Área de floresta no estabelecimento agropecuário	Área (hectares)
	Permata	Percentual área de floresta no estabelecimento agropecuário	Percentual
	RL	Reserva legal averbada em cartório	1= sim 0= não
	AF	RSE* em que o produtor se insere: Agricultura Familiar	1= sim 0= não

Categoria	Variáveis	Descrição	Unidade
	ASS	RSE* em que o estabelecimento agropecuário se insere: Agricultura Familiar em assentamento da Reforma Agrária	1= sim 0= não
	GRA	RSE* em que o estabelecimento agropecuário se insere: Produção de Grãos	1= sim 0= não
	CORTE	RSE* em que o estabelecimento agropecuário se insere: Pecuária de Corte	1= sim 0= não
	SILV	RSE* em que o estabelecimento agropecuário se insere: Silvicultura	1= sim 0= não

Nota: *RSE - Regiões Socioeconômicas (ver Capítulo 1)

A contribuição dessas variáveis que possam eventualmente explicar a disposição dos produtores rurais de participarem ou não de programas de PSA para conservação ou para recuperação florestal foram testadas através da abordagem de máxima verossimilhança e seleção de modelos.

Da mesma forma, foram elaborados modelos de valores declarados pelos produtores rurais dispostos a participarem dos programas de PSA para conservação e recuperação florestal em função das mesmas variáveis. Modelos de valores declarados foram considerados separadamente para programas de PSA para conservação e para recuperação florestal.

Os modelos de disposição a participar e de valores declarados em função das variáveis selecionadas foram elaborados e listados conforme os valores decrescentes do Critério de Informação Akaike (AIC) ou, para os casos de *overdispersion*, AIC Corrigido (AICc) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Os melhores modelos foram considerados todos aqueles com $\Delta AICc < 2$ (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Os parâmetros dos modelos foram estimados pela média de modelos (*modelaverage*) do conjunto total (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Neste caso foram considerados as variáveis dos melhores modelos.

Para os modelos de disposição a participar de programas de PSA, com variável resposta dicotômica, utilizou-se a distribuição binomial, enquanto que nos modelos de valores declarados, com variável resposta contínua, foi utilizada a distribuição de Gaus (CRAWLEY, 2007). As análises foram realizadas através da função *glm* (*generalized linear models*) do pacote *stats* (R CORE TEAM, 2013) e o *modelaverage* através da função *modavg* do pacote *AICcmodavg* (MAZEROLLE, 2013a) em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

Os passos para seleção de modelos seguiram as recomendações de Burnham e Anderson (2002) e foram executados da seguinte forma:

- Elaboração de um modelo global com todas as variáveis selecionadas;
- Avaliação do modelo global;
- Elaboração de modelos mais simples combinando as variáveis que apresentaram relação significativa no modelo global ($p < 0.05$);

- Processo de seleção de modelos com base no AIC (Critério de Informação Akaike);

- Estimativa dos parâmetros por média dos valores, considerando as variáveis dos melhores parâmetros.

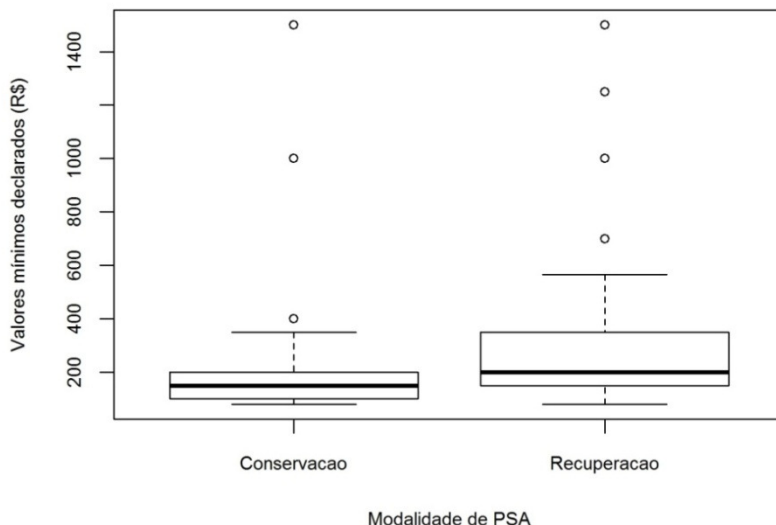
Os produtores rurais entrevistados foram divididos em duas categorias socioeconômicas: produtores familiares e produtores patronais. Essa classificação foi baseada nos critérios estabelecidos pela Lei da Agricultura Familiar (BRASIL, 2006a) e foi utilizada para avaliar a diferença dessas categorias socioeconômicas na disposição a participar de programas de PSA para conservação e para recuperação florestal. Optou-se pela análise não paramétrica de *Wilcoxon Mann-Whitney*, pois os dados não atendiam aos pressupostos de normalidade e homocedasticidade, previamente avaliados por *Shapiro-Wilk* e *Bartlett*, respectivamente (ZAR, 2010). O mesmo método foi adotado para comparar os valores e a área declarada como potencial para inclusão nos programas. Na mesma ordem de citação, tais análises foram realizadas com as funções *wilcox.test*, *shapiro.test* e *bartlett.test* do pacote *stats* em linguagem R (R CORE TEAM, 2013).

4.3 RESULTADOS

Dentre os 100 produtores rurais entrevistados, 94% mostraram-se interessados em participar de um programa de PSA para conservação de remanescentes florestais em seus estabelecimentos agropecuários. No entanto, apenas 48% destes demonstraram interesse em um programa voltado à recuperação florestal. Não houve diferença significativa no interesse em participar das diferentes modalidades de PSA entre produtores familiares e patronais.

O conjunto de valores mínimos declarados pelos produtores rurais para participação em programas de PSA para conservação e recuperação florestal foi estatisticamente diferente ($v = 9180$, $p < 0.001$). O valor médio declarado para um programa de recuperação florestal foi de R\$ 351,15/hectare/ano, enquanto o valor médio declarado para conservação florestal foi de R\$ 216,74/hectare/ano (Figura 1).

Figura 1: Valores mínimos declarados para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação e para recuperação florestal segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Quando comparados produtores familiares e patronais, os primeiros declararam valores em média menores (R\$ 316,00/hectare/ano) para participação em um programa de recuperação florestal do que produtores patronais (R\$ 410,00/hectare/ano) ($v=1081$, $p<0.001$). Já os valores elencados para programas de conservação não apresentaram diferença significativa entre as categorias socioeconômicas analisadas.

No modelo de avaliação da disposição a participar de programas de PSA para conservação florestal, as variáveis “tempo no estabelecimento agropecuário” e “tamanho do estabelecimento agropecuário” foram as de maior importância, mas os respectivos parâmetros estimados não foram significativos (Tabelas 2 a 4). Já no modelo de avaliação da disposição a participar de programas de PSA para recuperação florestal, a variável “região socioeconômica com predominância de pecuária de corte” foi a de maior importância e com relação significativa (Tabelas 2, 5, 6 e Figura 2).

Tabela 2: Resumo do conjunto de resultados do processo de seleção de modelos.

Análise	Unidade da variávelresposta	Variáveis explicativas de maior importância	Resultados (Tabelas e Figuras)
Disposição a Participar de Programa de Conservação	sim/não	Tempo no estabelecimento agropecuário (Teprop), Tamanho do estabelecimento agropecuário (Taprop)	Tabela 3, Tabela 4
Disposição a Participar de Programa de Recuperação	sim/não	Região Socioeconômica com predominância de pecuária de corte (CORTE)	Tabela 5, Tabela 6, Figura 2
Disposição a Receber para Programa de Conservação	valores R\$	Escolaridade (Esc), Renda (renda)	Tabela 7, Tabela 8, Figura 3
Disposição a Receber para Programa de Recuperação	valores R\$	Custo de Oportunidade (COP), Escolaridade (Esc)	Tabela 9, Tabela 10, Figura 4

Tabela 3: Sumário do processo de seleção de modelos de disposição a participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação de remanescentes florestais.

Modnames	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	LL
DAR-Teprop	2	39,85	0	0,33	-17,86
DAR-Teprop+Taprop	3	41,83	1,97	0,12	-17,78
DAR-Taprop	2	42,66	2,81	0,08	-19,27
DAR-Mo	2	42,95	3,09	0,07	-19,41
DAR-permata	2	43,07	3,21	0,07	-19,47
DAR-cop	2	43,12	3,27	0,06	-19,50
DAR-mata	2	43,17	3,31	0,06	-19,52
DAR-RL	2	43,29	3,43	0,06	-19,58
DAR-renda	2	43,29	3,43	0,06	-19,58
DAR-Teprop+AF+ASS+GRA+CORTE	6	43,82	3,97	0,05	-15,43
DAR-AF+ASS+GRA+CORTE	5	44,40	4,55	0,03	-16,87
DAR-global	11	53,96	14,11	0,00	-14,39

Nota: Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc): número de parâmetros (K); diferença em relação ao menor valor de AICc (Δ AICc); peso de AICc de cada modelo (AICcWt); logaritmo natural da verossimilhança (LL). O modelo global inclui todas as variáveis.

Tabela 4: Parâmetros (beta) e os respectivos erro padrão (EP), limite inferior (ICmin) e superior (ICmax) do intervalo de confiança das variáveis nos modelos de disposição a participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação de remanescentes florestais.

Parâmetros	beta	EP	ICmin	ICmax
Intercepto	26,5	5393,2	-10544,0	10596,9
Teprop (Tempo no estabelecimento agropecuário)	-1,6	254,1	-499,6	496,4
Taprop (Tamanho do estabelecimento agropecuário)	0	0	0	0

Tabela 5: Sumário do processo de seleção de modelos de disposição a participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação de remanescentes florestais.

Modelo	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	LL
DAR-CORTE	2	134,99	0	0,57	-65,43
DAR-Teprop	2	138,91	3,91	0,08	-67,39
DAR-renda	2	139,51	4,52	0,06	-67,69
DAR-mata	2	140,30	5,31	0,04	-68,09
DAR-permata	2	140,41	5,42	0,04	-68,14
DAR-GRA	2	140,75	5,75	0,03	-68,31
DAR-ASS	2	140,75	5,75	0,03	-68,31
DAR-Teprop+AF+ASS+GRA+CORTE	6	140,75	5,75	0,03	-63,92
DAR-AF+ASS+GRA+CORTE	5	140,96	5,96	0,03	-65,16
DAR-Taprop	2	141,36	6,36	0,02	-68,62
DAR-AF	2	141,50	6,51	0,02	-68,69
DAR-cop	2	141,60	6,60	0,02	-68,74
DAR-RL	2	141,62	6,62	0,02	-68,75
DAR-global	11	150,13	15,14	0,00	-62,57

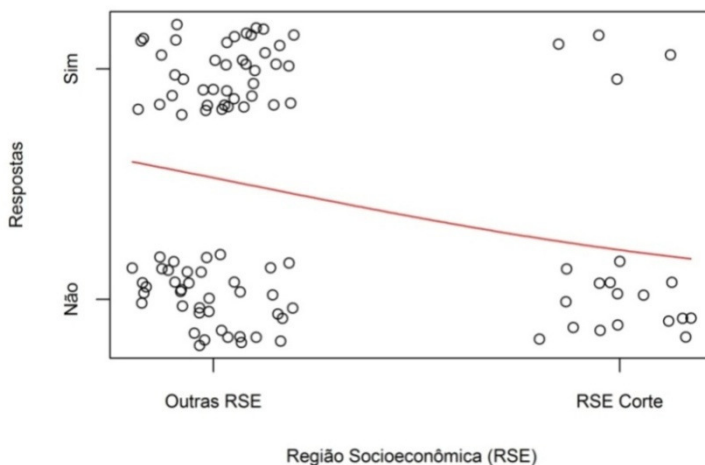
Nota: Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc); número de parâmetros (K); diferença em relação ao menor valor de AICc (Δ AICc); peso de AICc de cada modelo (AICcWt); logaritmo natural da verossimilhança (LL). O modelo global inclui todas as variáveis.

Tabela 6: Parâmetros (beta) e os respectivos erro padrão (EP), limite inferior (ICmin) e superior (ICmax) do intervalo de confiança das variáveis nos modelos de disposição a participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação de remanescentes florestais.

Parâmetros	beta	EP	ICmin	ICmax
Intercepto	0,11	0,49	-0,86	1,08
CORTE (RSE com predominância de pecuária de corte)	-1,41	0,62	-2,63	-0,2

Nota: RSE - região socioeconômica

Figura 2: Disposição a participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação florestal em função da região socioeconômica de pecuária de corte, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Na avaliação das variáveis que podem influenciar os valores mínimos declarados pelos produtores rurais para participarem de programas de PSA para conservação florestal, “escolaridade” e “renda” foram as que tiveram maior importância, mas apenas a primeira delas teve relação

significativa (Tabelas 2, 7, 8 e Figura 3). No que tange aos valores mínimos declarados para participação em programas de PSA para recuperação florestal, as variáveis “custo de oportunidade” e “escolaridade” foram as que tiveram maior importância, mas também apenas a primeira delas com relação significativa (Tabelas 2, 9, 10 e Figura 4).

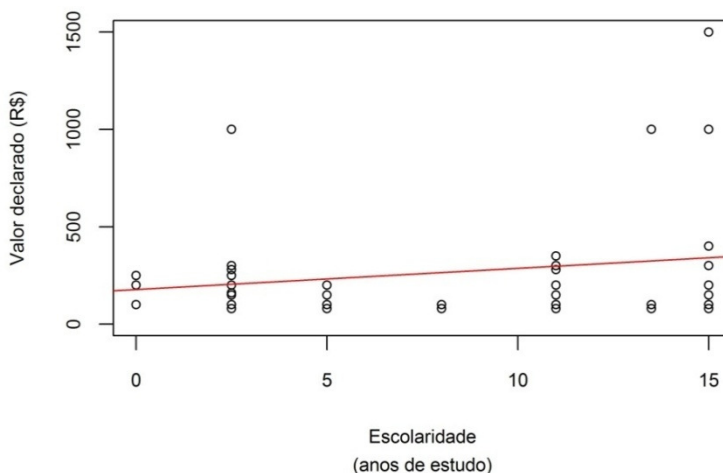
Tabela 7: Sumário do processo de seleção de modelos de valores mínimos declarados para participar de programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação de remanescentes florestais.

Modelo	K	AICc	Δ AICc	AICcWt	LL
VALOR-Esc+renda	4	1248,64	0,00	0,39	-620,09
VALOR-Esc*renda	5	1248,94	0,31	0,33	-619,12
VALOR-Esc	3	1249,86	1,23	0,21	-621,79
VALOR-cop	3	1251,18	2,54	0,08	-622,45
VALOR-Mo	3	1252,07	3,43	0,05	-622,89
VALOR-renda	3	1252,21	3,57	0,06	-622,97
VALOR-permata	3	1252,95	4,31	0,03	-623,33
VALOR-mata	3	1252,96	4,32	0,03	-623,34
VALOR-DT	3	1252,98	4,34	0,03	-623,35
VALOR-Teprop	3	1252,99	4,35	0,03	-623,35
VALOR-RL	3	1253,00	4,36	0,03	-623,36
VALOR-Taprop	3	1253,02	4,38	0,03	-623,37
VALOR-AF+ASS+GRA+CORTE	6	1255,90	7,26	0,01	-621,44
VALOR-global	16	1268,19	19,55	0,00	-614,37

Tabela 8: Parâmetros (beta) e os respectivos erro padrão (EP), limite inferior (ICmin) e superior (ICmax) do intervalo de confiança das variáveis nos modelos de disposição a receber para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação de remanescentes florestais.

Parâmetros	beta	EP	ICmin	ICmax
Intercepto	177,96	61,47	57,47	298,44
Esc (escolaridade)	10,9	5,32	0,49	21,32
renda	-0,01	0,01	-0,02	0
Esc:renda	0	0	0	0

Figura 3: Valores mínimos declarados para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação florestal em função dos anos de escolaridade, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora

Tabela 9: Sumário do processo de seleção de modelos de valores mínimos declarados por produtores rurais para participarem de um programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação florestal.

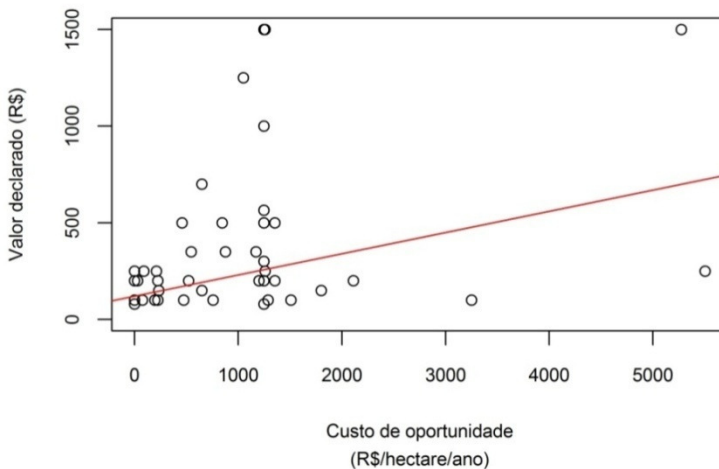
Modelo	K	AICc	Δ AICc	Peso	LL
VALOR-cop+Esc	4	663,83	0	0,42	-327,42
VALOR-cop	3	664,31	0,48	0,33	-328,86
VALOR-cop*Esc	5	666,35	2,52	0,12	-327,41
VALOR-Esc	3	666,86	3,02	0,09	-330,14
VALOR-mata	3	668,62	4,79	0,09	-331,02
VALOR-Taprop	3	668,75	4,92	0,09	-331,09
VALOR-RL	3	668,86	5,02	0,03	-331,14
VALOR-Teprop	3	668,9142	5,08	0,08	-331,16
VALOR-permata	3	668,9285	5,09	0,08	-331,17
VALOR-Mo	3	668,9929	5,16	0,08	-331,20
VALOR-renda	3	669,06	5,23	0,07	-331,24
VALOR-DT	3	669,1351	5,30	0,07	-331,27
VALOR-RSE	6	674,34	10,51	0	-330,07
VALOR-global.m	16	698,12	34,28	0	-323,34

Nota: Seleção de modelos por Critério de Informação de Akaike Corrigido (AICc): número de parâmetros (K); diferença em relação ao menor valor de AICc (Δ AICc); peso de AICc de cada modelo (AICcWt); logaritmo natural da verossimilhança (LL). O modelo global inclui todas as variáveis.

Tabela 10: Parâmetros (beta) e os respectivos erro padrão (EP), limite inferior (ICmin) e superior (ICmax) do intervalo de confiança das variáveis nos modelos de disposição a receber para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação florestal.

Parâmetros	beta	EP	ICmin	ICmax
Intercepto	223,05	143,08	-57,38	503,48
cop (custo de oportunidade)	0,11	0,05	0,01	0,2
Esc (escolaridade)	16,43	10,04	-3,25	36,1
cop:Esc (custo de oportunidade* escolaridade)	0	0,02	-0,03	0,04

Figura 4: Valores mínimos declarados para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para recuperação florestal em função do custo de oportunidade da terra (R\$/ha/ano), segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.

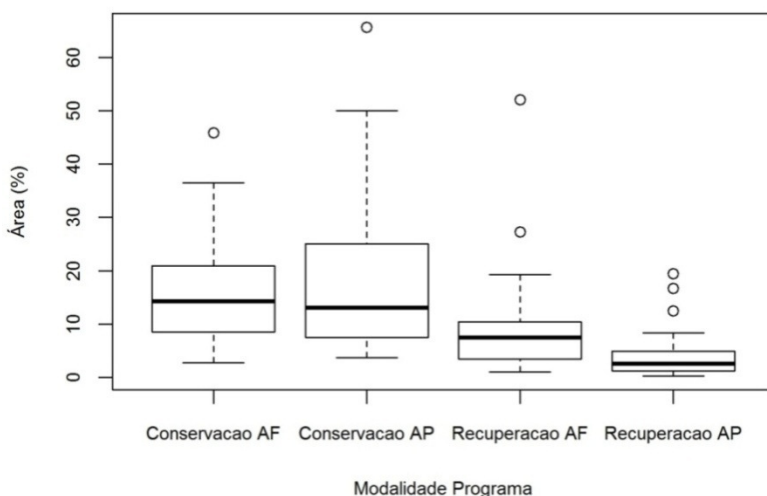


Fonte: elaborada pela autora

A área média declarada destinada à conservação de remanescentes florestais em um programa de PSA foi 3,7

hectares ou 16% em relação à área total do estabelecimento agropecuário, segundo produtores familiares, e 86,5 hectares (18%) segundo produtores patronais. As áreas declaradas foram muito próximas, mas com diferença significativa ($V=990$, $p<0,001$). Para recuperação florestal, a área média declarada por produtores familiares foi três hectares (10%), enquanto de produtores patronais foi 10,5 hectares (5%) (Figura 5) ($V=253$, $p<0,001$).

Figura 5: Percentual da área do estabelecimento agropecuário declarado para participação em programa de Pagamento por Serviços Ambientais para conservação e para recuperação florestal, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó, SC.

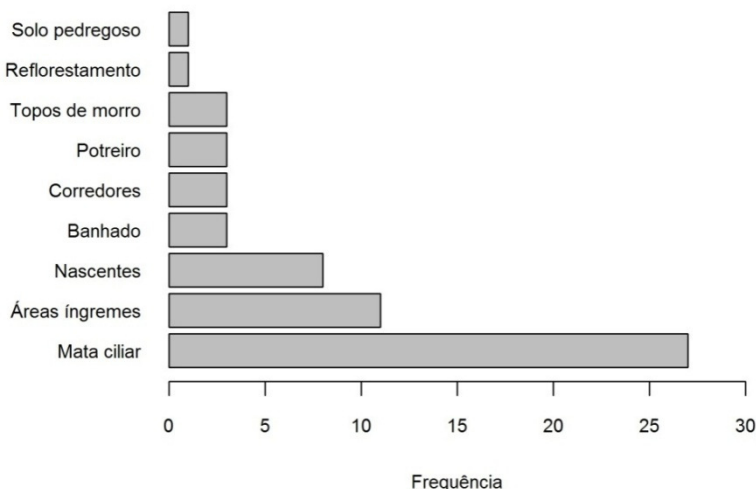


Fonte: elaborada pela autora

Nota: AF= Agricultores Familiares, AP = Agricultores Patronais.

Todos os entrevistados declaram que recuperariam apenas Áreas de Preservação Permanente ou área de Reserva Legal, com o objetivo de se adequar à legislação ambiental. As áreas com prioridade para recuperação florestal elencadas pelos entrevistados foram áreas de mata ciliar, seguidas de áreas íngremes e nascentes (Figura 6).

Figura 6: Áreas preferenciais para recuperação florestal em um programa de Pagamento por Serviços Ambientais, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: elaborada pela autora.

Foi possível destacar as principais vantagens e riscos elencados pelos entrevistados quanto à percepção com relação à possibilidade de receber incentivos econômicos para conservação e recuperação florestal. O incentivo financeiro para a conservação da mata nativa foi o aspecto mais frequentemente mencionado nas entrevistas (42 produtores), seguido pela conservação ambiental (34) e pela possibilidade da complementação da renda dos produtores rurais (29) (Tabela 11).

Tabela 11: Relação de vantagens e oportunidades com a implantação de um programa de Pagamento por Serviços Ambientais, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó, SC.

Vantagens e oportunidades	Frequência
compensação financeira pela conservação da mata nativa	42
complementação da renda dos produtores rurais	29
conservação do meio ambiente	22
conservação para futuras gerações	12
expansão de áreas de mata nativa na região	12
conscientização da importância do meio ambiente	7
conservação dos recursos hídricos	7
melhoria do clima	5
não há vantagem	4
melhoria da qualidade de vida	3
valorização do produtor rural	2
fixação do homem no campo	2
controle de catástrofes ambientais	1

A maior parte dos entrevistados (56) mencionou não observarem riscos ou desvantagens no modelo de programa de PSA apresentado durante as entrevistas. No entanto, entre os riscos mencionados, o mais frequente foi o receio do controle das áreas florestadas futuramente pelo governo (16) (Tabela 12).

Tabela 12: Relação de desvantagens e riscos com a implantação de um programa de Pagamento por Serviços Ambientais, segundo produtores rurais entrevistados entre maio e agosto de 2011, no Corredor Ecológico Chapecó, SC.

Desvantagens e riscos	Frequência
não há desvantagem	56
controle do uso de recursos florestais futuramente	16
pouca eficiência na implantação, monitoramento e assistência técnica do programa	13
baixa competitividade frente ao COP	11
descontinuidade dos recursos do programa	7
redução de áreas destinadas à agricultura	6
participação de instituições que não são idôneas	4
dificuldade de adesão dos produtores	3
baixa disponibilidade de mão-de-obra	2
possível imposição do programa futuramente	2
pouco atrativo para pequenos produtores rurais	1
priorização de grandes produtores rurais	1
insegurança jurídica das leis ambientais	1

4.4 DISCUSSÃO

4.4.1 Interesses em incentivos econômicos para conservação das florestas

Foi detectado um grande interesse de produtores rurais em participar de programas de PSA focados na conservação de remanescentes florestais. Este resultado já era esperado, uma vez que esta modalidade de PSA não implica em mudanças no uso do solo. A inclusão de áreas florestadas em programas de PSA comumente resulta apenas na retirada do gado das áreas de floresta e na restrição do uso de produtos florestais. Tais atividades raramente implicam em perdas econômicas.

É provável que o maior interesse pela modalidade de conservação também esteja associado à obrigatoriedade legal de se deixar um determinado percentual de remanescentes naturais nos estabelecimentos agropecuários, conforme critérios do Código Florestal Brasileiro para Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (BRASIL, 2012), e à proteção legal de remanescentes em estágios avançados de regeneração, segundo a Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006b). Estas

observações foram reportadas por Kosoy et al. (2008) e Arriagada et al. (2009), que apontaram a existência de restrições legais como um dos fatores influenciando a participação de produtores rurais em programas de PSA no México e na Costa Rica, respectivamente.

O pagamento por áreas de florestas que já se encontram protegidas, resulta em uma baixa adicionalidade. Teoricamente, a adicionalidade é considerada um aspecto fundamental de qualquer programa de PSA (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; WUNDER, 2005). Num cenário de baixa ou na ausência de adicionalidade, os investimentos despendidos pelo programa possuem baixa eficiência econômica, já que as florestas estariam ali de qualquer maneira (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). No entanto, o que se observa na prática, é que programas de PSA acabam se tornando uma opção à baixa efetividade da aplicação das leis ambientais que protegem os ecossistemas naturais, tornando-se uma ferramenta de estímulo do produtor rural à adequação ambiental (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PAGIOLA, 2008). Este fato é reportado para os programas nacionais de PSA da Costa Rica e do México. No Brasil, este tema tem sido foco de diversos debates sobre a implementação de programas de PSA, uma vez que a legislação brasileira confere proteção legal às formações florestais sob diferentes maneiras (Código Florestal, Lei da Mata Atlântica). Para Pagiola, Glehn e Taffarello (2012) a inclusão de áreas de floresta sob proteção legal em programas de PSA pode conferir adicionalidade na medida em que os pagamentos compensam os produtores pela restrição de uso dos recursos, e reduzem os custos sociais associados à essas proibições. Na área de estudo, o enfoque dado por um programa de PSA à conservação dos remanescentes florestais também geraria adicionalidade, na medida em que permitisse a regeneração da floresta, coibindo os usos antrópicos que vem ocasionando a descaracterização e o empobrecimento desses remanescentes florestais.

De maneira contrária à modalidade de conservação, a adesão em um programa de PSA para a recuperação florestal resultaria em deixar de lado uma área do estabelecimento agropecuário que contribui para a renda familiar. Na área de estudo, menos de 50% dos produtores rurais entrevistados

demonstraram interesse por esta modalidade de PSA. Estas observações corroboram Amigues et al. (2002) e Buckley, Hynes e Mechan (2012), que também encontraram menos de 50% dos produtores rurais entrevistados na França e Irlanda, respectivamente, interessados na recuperação de matas ciliares. Klapproth e Johnson (2009) revisaram uma série de programas de incentivos econômicos para conservação ambiental em estabelecimentos agropecuários nos EUA e identificaram um padrão semelhante de interesse na adoção de práticas de recuperação de matas ciliares e áreas úmidas. A adesão do produtor em programas de conservação (PSA e outros) ou esquemas agro-ambientais voltados à recuperação florestal normalmente está condicionada à compensação financeira pela renda perdida, como observado por diversos autores (AMIGUES et al., 2002; BUCKLEY; HYNES; MECHAN, 2012; DWORAK et al., 2009; JENKINS, 1996; KLAPPROTH; JOHNSON, 2009; WILSON, 1997).

Aqueles produtores que manifestaram interesse em participar desta modalidade de PSA, restringiram suas ações apenas às áreas onde há obrigatoriedade legal para recuperação (APP e Reserva Legal). Esta restrição poderia comprometer critérios de adicionalidade do programa, uma vez que tais áreas devam ser recuperadas de qualquer maneira. No entanto, em um cenário em que as políticas de comando e controle não são eficientes, ou seja, onde há permanência de uma situação *business as usual*, a recuperação de matas ciliares e outras APPs pode aumentar a provisão de determinados serviços ambientais, tais como melhoria da qualidade da água, sequestro de carbono e provisão de habitat para a biodiversidade. Ademais, ela poderia ajudar os produtores rurais a consertarem seus passivos ambientais, os quais foram historicamente estimulados por meio de políticas públicas pouco cuidadosas com as questões ambientais (YOUNG, 2003).

O desinteresse pela recuperação florestal também se refletiu na diferença dos valores mínimos elencados pelos produtores rurais entrevistados com relação à modalidade de conservação florestal. O valor médio declarado para participação um programa de recuperação florestal na área de estudo (R\$ 361,00/hectare/ano) foi 62% maior do que o valor médio declarado para conservação de remanescentes florestais,

mesmo que os custos da recuperação sejam arcados pelo programa.

O valor exigido para compensar a perda da área produtiva para recuperação florestal tende a aproximar-se do custo de oportunidade da terra (AMIGUES et al., 2002; ARRIAGADA et al., 2009; SOUTHGATE et al., 2009; YU; BELCHER, 2011). Na área de estudo, o valor médio declarado para participação em um programa de PSA cujo foco seja recuperação florestal assemelha-se ao valor de arrendamento da terra para a região em 2011 (R\$ 365,00/hectare/ano, equivalente ao valor de 15 sacas de milho). Contudo, encontra-se abaixo da renda líquida média obtida com outras atividades agropecuárias predominantes na região para o mesmo ano (2011), tais como a pecuária de corte (R\$ 572,00/hectare/ano), a produção de leite (R\$ 900,00/hectare/ano), o plantio de soja (R\$ 1.456,00/hectare/ano) e a silvicultura (R\$ 1.599,99/hectare/ano). É possível que essa diferença esteja associada ao fato de que os entrevistados se mostraram dispostos em recuperar apenas as áreas legalmente protegidas (APP e Reserva Legal), que se encontram sob algum tipo de atividade agropecuária. Provavelmente, por se tratar de uma obrigatoriedade legal, os valores solicitados encontram-se abaixo do custo de oportunidade.

De modo geral, os valores pagos para conservação e recuperação florestal em programas de PSA são diferentes, sendo os valores atribuídos à conservação geralmente mais altos (CAMPO GRANDE, 2011; ESPÍRITO SANTO, 2012). No Brasil, a maior parte dos programas de PSA está voltada para a conservação da floresta em pé (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2012; SANTOS; VIVAN, 2012). Os custos associados à recuperação florestal, à dificuldade de transferência direta de recursos para os produtores realizarem tais atividades e ao alto custo de oportunidade da terra, tornam as ações de recuperação florestal menos atraentes para os produtores rurais brasileiros (PAGIOLA; GLEHN; TAFFARELLO, 2013). Neste contexto, a diferença entre a conservação da floresta em pé e da recuperação florestal deve ser levada em conta no programa de PSA, já que há uma demanda significativa de recuperação de áreas de conexão entre grandes fragmentos, assim como uma demanda de melhoria de sua qualidade, dada à

situação de degradação e isolamento dos grandes fragmentos florestais do CE Chapecó (ALARCON; DA-RÉ; RAMPINELLI, 2011; MEDEIROS; SAVÍ; BRITO, 2005).

4.4.2 Fatores que influenciam os valores e a disposição de produtores rurais a participarem de programas de Pagamento por Serviços Ambientais

As regiões socioeconômicas foram importantes para entender a disposição de produtores rurais a participar do programa de PSA. A RSE com predominância de pecuária de corte teve maior restrição à modalidade de recuperação florestal e deve influenciar as estratégias de implementação do Corredor através do programa de PSA proposto. Há dois aspectos que podem ter influenciado a motivação desses produtores rurais: a desapropriação de estabelecimentos agropecuários pelo INCRA para assentamentos da Reforma Agrária a partir dos anos 1980, e a tentativa de criação de uma Unidade de Conservação na região em 2005 (ALARCON et al., 2011). Essas duas ações podem ter influenciado negativamente a disposição desses produtores em aderirem a programas fomentados pelo estado (neste caso a FATMA), e que possam interferir em suas atividades produtivas, como é o caso da recuperação florestal. Esta RSE tem passado por rápidas transformações de uso da terra, marcadas pela expansão da silvicultura, vitivinicultura, plantio de maçãs e batatas, e a conseqüente descaracterização da Estepe Gramíneo-Lenhosa (SOCIOAMBIENTAL, 2009). Ademais, a presença das nascentes dos principais rios da bacia hidrográfica do rio Chapecó atribui grande importância para região sob o ponto de vista da provisão de recursos hídricos. Os rios Chapecó e Chapecozinho abastecem mais de 800 mil habitantes, além de diversas agroindústrias (MPB ENGENHARIA, 2009). A participação dos produtores desta RSE é fundamental nas ações de conservação e de recuperação florestal, especialmente se o plano de gestão do CE Chapecó pretende implementar ações de PSA com o foco na provisão de recursos hídricos. Neste sentido, é importante que se busque compreender quais as razões que estão por detrás da baixa receptividade dos produtores à recuperação florestal, para que

estas possam ser trabalhadas durante a implementação do programa de PSA.

Da mesma forma, a escolaridade foi outro fator de grande relevância para determinar os valores mínimos declarados para conservação. Para cada ano de estudo aumenta em R\$ 10,00 o valor declarado para participação no programa de PSA proposto. É provável que no CE Chapecó produtores rurais com maior nível educacional tenham maior compreensão do valor da terra e dos custos associados às mudanças de uso do solo e práticas agrícolas que possam incrementar a renda familiar. Igualmente, é possível que também tenham mais acesso a informações relacionadas ao crescimento do mercado de ativos ambientais no Brasil e, portanto, tenham uma expectativa de pagamentos mais altos. Esta característica poderia resultar em uma adesão diferenciada ao programa de PSA na área de estudo, favorecendo a entrada de produtores com menor escolaridade, uma vez que estes aceitariam valores mais baixos para manutenção de suas florestas em pé. Este fenômeno seria justamente o contrário do observado na Costa Rica, onde produtores com maior nível de escolaridade e renda correspondem ao perfil dominante dentre os participantes dos programas (GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; ZBINDEN; LEE, 2005).

Já para os valores declarados para a recuperação florestal, o custo de oportunidade foi um dos fatores mais importantes, como observado por outros autores (ARRIAGADA et al., 2009; BREMER et al., 2014). No CE Chapecó, a relação foi 10:1, ou seja, a cada R\$ 10,00 acrescidos ao custo de oportunidade aumenta em R\$ 1,00 o valor declarado para recuperação florestal. A relação encontrada neste estudo corrobora com Amigues et al. (2002), Arriagada et al. (2009) e Buckley, Hynes e Mechan (2012) que apontam que produtores com maior custo de oportunidade tendem a solicitar maiores valores de compensação pela recuperação florestal em áreas sob uso agropecuário e, portanto, tendem a participar menos de programas de PSA e similares.

Na área de estudo, embora o valor médio declarado para recuperação florestal seja menor do que o custo de oportunidade levantado, não houve diferença significativa no interesse em participar de um programa de recuperação

florestal considerando produtores familiares e produtores patronais (normalmente com custos de oportunidade mais altos). No entanto, produtores patronais declararam em média um valor mais alto para participarem de tais programas (recuperação). Esse resultado pode indicar que no CE Chapecó haja uma tendência de que a modalidade recuperação florestal tenha uma adesão maior de pequenos produtores (produtores familiares), como observado em outros programas de PSA no Brasil (NUNES et al., 2013; PEREIRA, 2013; ZANELLA, 2010). Esta característica poderia propiciar maior equidade no acesso ao programa, reduzindo as chances de exclusão social daqueles produtores mais pobres.

Neste estudo não foram encontradas variáveis que explicam a motivação de produtores rurais em aderirem ou não a um programa de PSA para conservação florestal. É possível que no CE Chapecó haja uma grande variedade de perfis de produtores, cujas motivações não tenham sido captadas na amostragem realizada.

Pequenos e grandes produtores demonstraram interesse diferenciado quanto à cessão de áreas em seus estabelecimentos agropecuários para a adesão nas modalidades de PSA propostas. Em termos absolutos, produtores patronais destinariam mais áreas de floresta para um programa de PSA de conservação florestal. Em termos relativos, produtores patronais e familiares estariam dispostos a ceder áreas semelhantes para o programa. Já no caso da recuperação florestal, produtores familiares estariam dispostos a ceder áreas maiores, tanto em termos absolutos como em termos relativos.

Há uma grande discussão em torno dos programas de PSA no que se refere ao acesso de produtores mais pobres, de forma a garantir que tais programas atinjam objetivos de manutenção e/ou aumento da provisão de serviços ambientais, mas também de desenvolvimento local e alívio da pobreza (GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; LEIMONA; LEE, 2008; MURADIAN et al., 2013; PAGIOLA; RIOS; ARCENAS, 2008). A predominância de produtores com maior escolaridade, renda e estabelecimentos agropecuários médios e grandes no programa de PSA da Costa Rica chamou a atenção da comunidade científica para o risco de que o PSA permita apenas o alcance de objetivos de conservação, sem contribuir para conflitos de acesso aos

recursos naturais e desigualdades sociais envolvendo comunidades mais pobres (GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; ZBINDEN; LEE, 2005).

Na área de estudo, parece haver uma maior predisposição de produtores familiares em aderirem às ações do programa de PSA proposto. Esta característica é positiva sob o ponto de vista da inclusão de objetivos sociais ao programa. Por outro lado, é importante avaliar a implementação do programa de PSA proposto tendo em vista os objetivos do Plano de Gestão do Corredor Ecológico, onde foi considerada prioritária a conservação dos remanescentes da Floresta Ombrófila Mista. Remanescentes que estão predominantemente situados em estabelecimentos agropecuários de produtores patronais. Para alcançar uma compatibilização entre objetivos de conservação e de desenvolvimento local, é importante que a acessibilidade aos produtores seja planejada de forma com que possibilite a adesão de diferentes categorias socioeconômicas (pequenos, médios e grandes produtores). No Equador, o programa *SocioPáramo* atribuiu valores diferenciados para pequenos e grandes produtores, como forma de garantir a adesão daqueles menos privilegiados (BREMER et al., 2014). Rhodes, Leland e Niven (2002) destacaram a sensibilização e a exposição de produtores rurais a informações sobre a relevância ecológica das faixas ripárias como uma estratégia eficaz para aumentar a adesão de produtores rurais ao programa e aumentar a largura das faixas ripárias em seus estabelecimentos agropecuários na Nova Zelândia. Para o Corredor, esta estratégia poderia ser adotada como forma de aumentar as chances de adesão de produtores patronais com remanescentes florestais importantes ao programa.

4.4.3 Oportunidades e riscos de um programa de PSA no Corredor Ecológico Chapecó

Os potenciais benefícios econômicos de um programa de PSA superaram os benefícios ambientais, segundo a visão dos produtores rurais entrevistados. Este resultado corroborou com Zbinden e Lee (2005), Kosoy et al. (2007), Fisher (2012) e Bremer et al. (2014), que apontaram os incentivos econômicos como uma das principais motivações de produtores rurais para

aderirem a programas de PSA. Não obstante, adesões motivadas pelos benefícios ambientais também foram registradas em outros estudos (ARRIAGADA et al., 2009; BLACKMORE; DOOLE, 2013; KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008). No CE Chapecó, os benefícios ambientais elencados pelos produtores entrevistados foram diversificados, incluindo visões mais genéricas (conservação do meio ambiente) e outras mais específicas (conservação recursos hídricos, melhoria do clima). A predominância de observações voltadas à importância dos incentivos econômicos que um programa de PSA pode trazer para a região pode estar associada ao fato de que os produtores rurais do CE Chapecó utilizam e conhecem pouco os recursos florestais, bem como os serviços providos pela manutenção da cobertura vegetal em seus estabelecimentos agropecuários, conforme resultados apontados no capítulo 2.

Por outro lado, a maior parte dos entrevistados considerou não haver riscos ou desvantagens no programa de PSA proposto. O receio do controle das áreas florestadas futuramente pelo governo foi mencionado diversas vezes durante as entrevistas como uma pergunta após a apresentação dos critérios do programa. Outros autores também identificaram o receio de não poder mexer na floresta ou de que o programa poderia afetar os direitos de propriedade dos participantes como razões pelas quais produtores rurais não aderiram aos programas estudados (ARRIAGADA et al., 2009; GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; KLAPPROTH; JOHNSON, 2009; SOUTHGATE et al., 2009). No CE Chapecó, o receio de que a terra pertenceria ao governo após a recuperação florestal provavelmente está relacionado às restrições legais impostas pela Lei da Mata Atlântica, que dificultaram não apenas o corte com intuito de exploração comercial, mas também o manejo florestal para uso no estabelecimento agropecuário ou como complementação eventual da renda (SIMINSKI; FANTINI, 2010). No meio rural catarinense, as restrições impostas pela legislação ambiental sobre as áreas de florestas nos estabelecimentos privados são vistas como se essas florestas pertencessem ao estado, gerando grande indisposição com alguns produtores rurais (DALMORA, 2004).

Outros riscos e dificuldades que foram mencionados em menor frequência, mas que merecem destaque foram a falta de

confiança na operacionalização do sistema e a baixa competitividade dos valores propostos pelo PSA frente ao custo de oportunidade da terra.

A falta de confiança na operacionalização do sistema estava entre os motivos destacados por Grieg-Gran et al. (2005) para não participação de pequenos produtores rurais no programa de PSA em Virilla, na Costa Rica. Na área de estudo, esta falta de confiança pode estar associada à dimensão da área do Corredor e à baixa disponibilidade de funcionários alocados na FATMA para ações de licenciamento e fiscalização ambiental até o presente momento. A falta de competitividade do programa comparado ao custo de oportunidade da terra também foi considerada uma das razões atribuídas a não adesão de produtores rurais ao programa *SocioPáramo*, no Equador (BREMER et al., 2014). No CE Chapecó, o alto custo de oportunidade da terra em áreas de cultivo da soja, de silvicultura e de pecuária de corte podem se tornar um fator limitante da participação de produtores rurais caso o programa pretenda expandir áreas de floresta fora das áreas de incidência do Código Florestal (APP e reserva legal) e da Lei da Mata Atlântica.

4.5 CONCLUSÃO

Há uma tendência de que a maior parte dos produtores rurais interessados em aderir ao programa de PSA no CE Chapecó o faça tendo em vista ações de conservação florestal. Esta característica poderia resultar em uma baixa adicionalidade do programa, uma vez que grande parte dos remanescentes florestais do CE Chapecó já está protegida pela Lei da Mata Atlântica. Neste caso, a adicionalidade esperada estaria principalmente relacionada à melhoria da qualidade dos fragmentos florestais e à contenção do desmatamento ilegal, que nos últimos anos tem ocorrido em pequena escala na região (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011b).

Ações de recuperação florestal foram menos desejadas pelos produtores rurais, que demandaram um valor mais alto por hectare/ano e estavam dispostos a disponibilizar menores áreas para esta finalidade. Ainda assim, a recuperação de áreas com uso agropecuário estaria reduzida as áreas protegidas pela

legislação ambiental. Deste modo, a recuperação de áreas estratégicas para a biodiversidade fora de APP ou de Reserva Legal dificilmente seriam efetivadas, como propõe o Plano de Gestão do CE Chapecó.

A região socioeconômica com predominância de pecuária de corte deve apresentar maior resistência na adesão em um programa de PSA na modalidade de recuperação florestal. A região abrange as nascentes dos principais rios da bacia hidrográfica do rio Chapecó e possui grande relevância sob o ponto de vista da provisão de recursos hídricos e manutenção de espécies associadas à fitofisionomia Estepe Gramíneo-Lenhosa. Para a implementação do programa de PSA é fundamental procurar entender as razões que levam a essa menor aceitação, bem como lançar mão de ações de sensibilização ambiental que possam influenciar o interesse destes produtores em fazerem parte do programa de PSA proposto.

Produtores rurais com maior escolaridade e cujo custo de oportunidade da terra é mais alto, demandaram proporcionalmente valores mais altos para a adesão às modalidades de PSA de conservação e recuperação florestal na análise de valoração contingente. Essa característica pode resultar em uma maior adesão de pequenos produtores rurais ao programa. Enquanto a maior aceitação por pequenos produtores proporcionaria equidade de acesso e uma chance de melhoria das condições sociais locais, por outro, poderia comprometer os objetivos primários da criação do CE Chapecó. Para tentar equacionar esta conta, é importante ter em mente que o alcance de objetivos ecológicos e sociais por meio de políticas de PSA passa pela compreensão e articulação de arranjos institucionais e de sistemas de governança complexos, cuja falta de planejamento pode acarretar em resultados indesejáveis (MURADIAN et al., 2013). No caso do CE Chapecó é preciso ter estes critérios em mente, de forma a garantir o alcance dos objetivos de conservação estabelecidos para a implementação desta Área Protegida, mas sem se esquecer dos desafios sociais inerentes às ações de conservação da natureza.

5. CAPÍTULO IV - INCORPORANDO MECANISMOS DE COMPENSAÇÃO OU PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NA GESTÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS: O CASO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ, SANTA CATARINA

RESUMO

No Brasil, os Corredores Ecológicos (CE) abrangem cerca de 2,6 milhões de km², incluindo Unidades de Conservação (UC), áreas privadas e uma grande diversidade sociocultural. No entanto, a implementação desses Corredores está voltada para as UCs, faltando políticas de gestão territorial com enfoque na valoração de ativos ambientais. Este artigo tem como objetivo discutir o modelo de pagamento por serviços ambientais (PSA) do CE Chapecó - SC, tendo em vista limitações e desafios para a participação social. Para tanto, descreveu-se o processo de criação do CE Chapecó e o modelo de PSA concebido. A adoção de um modelo privado de PSA pode resultar na priorização de grandes áreas florestadas, excluindo pequenos produtores. Já um modelo de gestão pública ou mista possibilitaria a ampliação dos públicos-alvo do programa. O ingresso coletivo, o monitoramento participativo e um Conselho Gestor paritário, são outros aspectos fundamentais para garantir a participação social no programa.

Palavras-chaves: Corredores Ecológicos, Créditos de Conservação, Pagamento por Serviços Ambientais, Participação Social

ABSTRACT

In Brazil, Ecological Corridors (CE) cover about 2.6 million km², including Conservation Units (UC), private areas and a great social and cultural diversity. However, the implementation of these Corridors is normally based on the management of UCs. Policies of territorial management focused on the valuation of environmental assets are still missing. This article aims at discussing the payment for environmental services (PES) model developed for the CE Chapecó - SC, highlighting limitations and challenges for social participation. In this sense, it was

described the CE Chapecó creation process and the PES model designed. The adoption of a private model for the PES program may result in the prioritization of large forested areas, excluding small farmers. While a public or mixed management model may expand the program target groups. Collective admission, participatory monitoring and an equivalent Management Council are other key aspects to ensure social participation in the Program.

Keywords: Ecological Corridors, Conservation Credits, Payment for Environmental Services, Social Participation.

5.1 INTRODUÇÃO

Corredores Ecológicos consistem em uma estratégia mundial para compatibilizar conservação da biodiversidade e desenvolvimento local. No Brasil, os Corredores Ecológicos representam grandes extensões nos diferentes biomas brasileiros, cobrindo uma área de cerca de 2.680.000 km² (PINHO; BATISTA; SENHORINHO, 2008). Comumente, estes Corredores são constituídos por diferentes categorias de Áreas Protegidas, por remanescentes naturais localizados em áreas privadas, e pela presença de diversas comunidades, sob diferentes níveis de urbanização. No entanto, a despeito da diversidade sociocultural e paisagística, grande parte das ações de implementação estão voltadas para a gestão de Unidades de Conservação localizadas em suas áreas de abrangência (PINHO; BATISTA; SENHORINHO, 2008; SEMEGHINI; CARDOSO; KURTHARA, 2008), faltando políticas e/ou programas com enfoque na gestão territorial, tendo em vista o desenvolvimento de mecanismos de valoração dos serviços ambientais que abranjam os Corredores Ecológicos como um todo. A discussão sobre novos mecanismos de valoração de serviços ambientais numa escala territorial pode contribuir para a construção de novos modelos de gestão para os Corredores Ecológicos brasileiros.

O debate sobre o tema teve início nos anos 1980, estimulado pelo aumento expressivo da fragmentação dos ecossistemas e pela discussão em torno do paradigma das ilhas de biodiversidade (SIMBERLOFF; ABELE, 1976, 1982). Na década seguinte, a Resolução CONAMA 09/2006 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1996) definiu legalmente pela primeira vez o conceito de Corredor Ecológico. No entanto, foi a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, que regulamentou o conceito mais atual adotado no Brasil (BRASIL, 2000).

Segundo a Lei do SNUC, Corredores Ecológicos consistem em “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando Unidades de Conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua

sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das Unidades individuais” (BRASIL, 2000a, p. 09).

As primeiras iniciativas brasileiras de implementação de Corredores Ecológicos estão associadas ao Projeto Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil, desenvolvido no âmbito do Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais (PPG7). Embora o projeto tenha sido concebido em 1997, apenas em 2002 teve início o seu primeiro período de implementação (AYRES et al., 2005).

Na última década, dezenas de Corredores Ecológicos foram criados nos diferentes biomas do Brasil, totalizando 24 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2013). Não obstante, a implementação de grande parte desses Corredores permanece incipiente. Em Santa Catarina, no ano de 2010, foram criados os Corredores Ecológicos (CE) Chapecó e Timbó, que juntos totalizam 10% da área do estado. Esses Corredores estão sob responsabilidade da Fundação do Meio Ambiente (FATMA), que estabeleceu um plano de gestão cujo foco principal está na conservação dos remanescentes florestais localizados em áreas privadas (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009). Para garantir a conservação dos remanescentes existentes e a recuperação de áreas estratégicas, o modelo de gestão concebido está pautado no desenvolvimento de um mecanismo de pagamento por serviços ambientais (PSA) baseado na captação de recursos no mercado.

Embora políticas de PSA sejam relativamente recentes no Brasil, diversos estados já regulamentaram leis específicas e apenas na Mata Atlântica são mais de 80 projetos de PSA em andamento. O tipo de mercado mais comumente utilizado em tais programas é o mercado voluntário de carbono (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

No caso dos Corredores Ecológicos de Santa Catarina pretende-se utilizar o mecanismo de PSA em uma escala da paisagem, procurando ampliar a escala atual de grande parte dos programas em desenvolvimento, especialmente no âmbito do bioma Mata Atlântica. O uso de mecanismos de mercado como forma de ampliar a escala do programa está pautado nos modelos de compensação ambiental adotados nos Estados Unidos, Inglaterra e Austrália (BAYON, 2008; KATE; BISHOP; BAYON, 2004; MCKENNEY; KIESECKER, 2010). Tais modelos

refletem uma estratégia de desenvolvimento que procura incorporar as externalidades negativas ou compensar as perdas ambientais por meio de mecanismos de mercado. Não obstante, diversos autores salientam as lacunas e limitações dos modelos existentes e dos riscos que esses podem representar para os interesses de pequenos produtores rurais e populações menos favorecidas (CORBERA; BROWN; ADGER, 2007; KARSENTY, 2007a; KOSOY; CORBERA, 2010; MCAFEE, 2012).

Este artigo tem como objetivo descrever o processo de criação do CE Chapecó, destacando a rede de atores sociais e os principais conflitos encontrados, e o modelo de PSA desenvolvido para sua implementação. A partir destas informações, são discutidas as principais limitações e desafios para a ação coletiva na gestão do modelo de PSA concebido. O estudo de caso apresentado possui grande relevância no contexto do Sul do Brasil, por abranger importantes remanescentes da Floresta com Araucária, assim como uma ampla diversidade sociocultural.

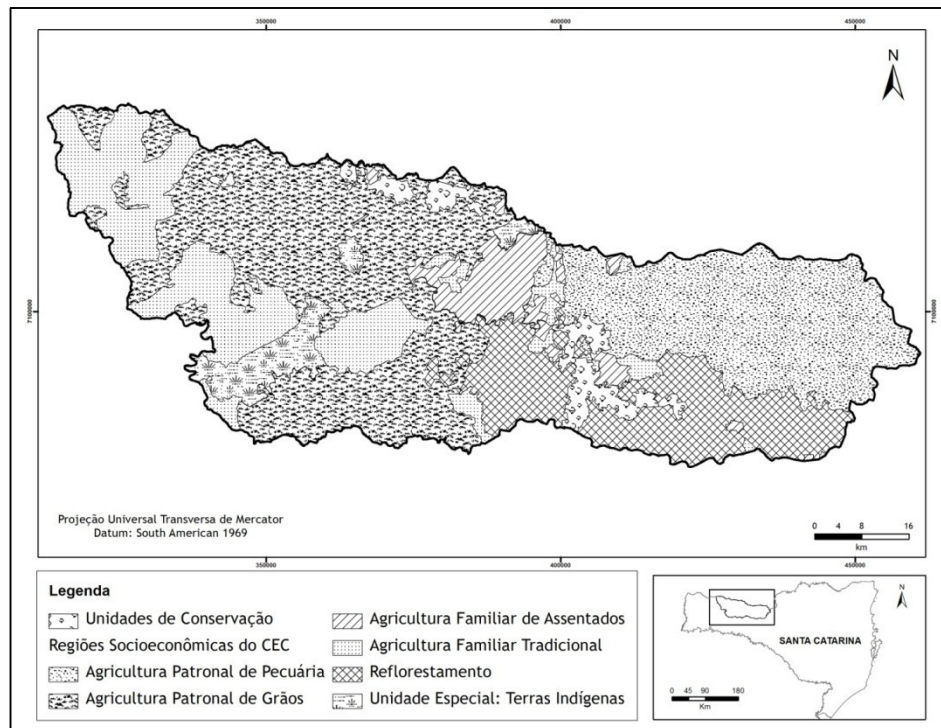
5.2 ATORES SOCIAIS E PRINCIPAIS CONFLITOS DE INTERESSE

5.2.1 A teia de atores sociais do Corredor Ecológico Chapecó

Para a elaboração do Plano de Gestão do CE Chapecó e discussão de seu modelo de gestão, diversos setores sociais locais foram envolvidos: Sindicatos de Trabalhadores e de Produtores Rurais, Movimento dos Trabalhadores Sem Terra (MST), Cooperativa dos Trabalhadores da Reforma Agrária de Santa Catarina (Cooptrasc), Secretarias Municipais de Meio Ambiente e de Agricultura, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), ONGs locais, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, FATMA, Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), Fundação Nacional do Índio (FUNAI), entre outros.

O Corredor Ecológico foi dividido em cinco regiões socioeconômicas, que correspondem a áreas com predominância de determinadas atividades produtivas e perfis de produtores (Figura 1). Os cartogramas destacados na Figura 1 refletem a importância e predominância das atividades produtivas identificadas por região socioeconômica.

Figura 1: Mapa com as regiões socioeconômicas do Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: Adaptado de Karam e Araújo (2007).

No caso das regiões socioeconômicas com predominância de agricultura familiar, destacam-se dois grupos: a agricultura familiar tradicional e a de assentamentos. A primeira delas indica áreas com a predominância de produtores familiares que vivem na região há algumas gerações. A terra é privada e foi adquirida pelo proprietário por meio de empréstimos bancários ou repassada como herança. A área média do estabelecimento agropecuário é de 30 hectares (ver capítulo 2). No segundo caso, os estabelecimentos agropecuários pertencem ao INCRA e os produtores rurais foram instalados na região por meio da Reforma Agrária. Os estabelecimentos agropecuários possuem um tamanho médio de 14 hectares (Cooptasc, com. pessoal).

A região socioeconômica com predominância de agricultura patronal de grãos destaca-se pela grande extensão de terras privadas onde a soja, o trigo e o feijão constituem as principais lavouras anuais. O plantio é feito em sistema de rotação e a agricultura é mecanizada. O tamanho médio das terras é de 537 hectares (ver capítulo 2).

A região socioeconômica de pecuária patronal de corte é predominante na área de Campos de Altitude. Tradicionalmente essas terras foram adquiridas por pecuaristas vindos principalmente do Paraná. A pecuária mostrou-se como a atividade mais adequada para a região, pois exigia pouca mão-de-obra e baixo investimento. Não obstante, nos últimos 15 anos o setor enfraqueceu e os pecuaristas vêm convertendo seus estabelecimentos agropecuários em monocultura de pinus, batata ou soja, e em plantios perenes de uva e maçã (KARAM; ARAÚJO, 2007).

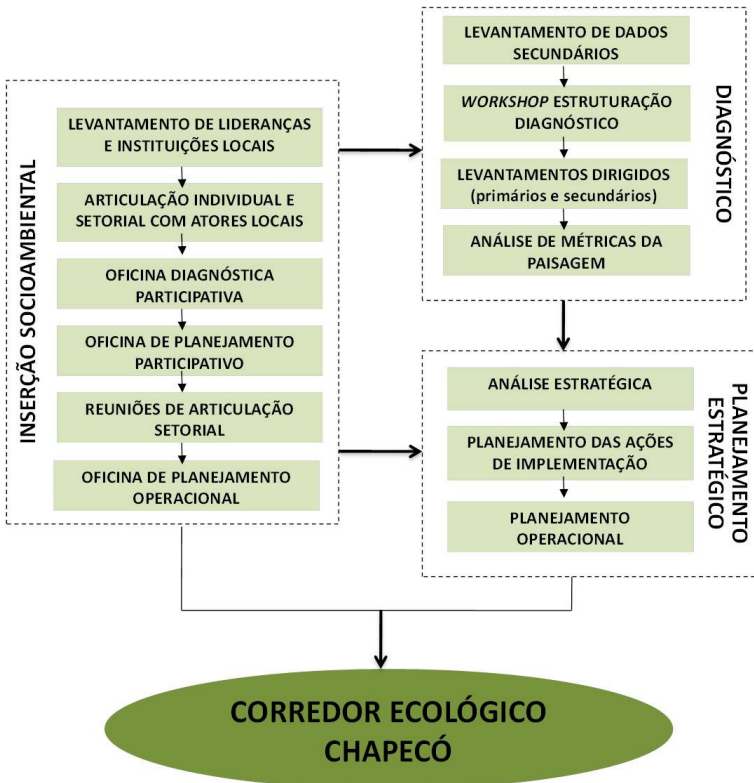
A região socioeconômica com predominância de silvicultura abrange principalmente médios e grandes produtores, cuja principal atividade é o plantio de pinus. No caso dos pequenos produtores, a produção de pinus está vinculada a um sistema de integração com grandes empresas de reflorestamento (KARAM; ARAÚJO, 2007).

5.2.2 O Processo participativo e principais conflitos de interesse

Durante os três anos de planejamento do CE Chapecó foram realizadas três oficinas participativas, dois workshops

técnicos e 15 reuniões de articulação setorial (SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009) (Figura 2).

Figura 2: Etapas do planejamento participativo do Corredor Ecológico Chapecó.



Fonte: Socioambiental Consultores Associados (2009)

Durante a etapa de inserção socioambiental, os principais conflitos levantados estavam relacionados à legislação ambiental e à repressividade da fiscalização. A falta de incentivos fiscais para conservação ambiental e políticas públicas dissociadas também foram apontadas como fatores determinantes para a falta de interesse dos proprietários pela manutenção de áreas naturais em seus estabelecimentos agropecuários. A demanda por uma “compensação” financeira

para o produtor rural pela conservação ambiental foi um discurso comum entre todos os setores (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009; SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

Questões relacionadas à titularidade da terra e a uma possível dificuldade de compensação por conservação ou recuperação florestal foram levantadas apenas pelos representantes do MST. Neste caso, as terras cedidas aos proprietários pertencem ao Estado e o interesse sobre como e para quem os recursos devem ir mostraram-se divergentes. Enquanto o MST defende que os recursos de uma possível remuneração pela conservação ou recuperação florestal sejam destinados ao assentado, o INCRA/SC defende que tais recursos sejam repassados para a instituição para cobrir os custos com a recuperação e cercamento das Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente (APP).

Quanto às Terras Indígenas, as principais dificuldades associadas ao pagamento por serviços ambientais são similares. Um agravante é o fato de que a transferência direta de recursos pode não representar a estratégia mais adequada, como destacado durante as oficinas. Neste caso, seria necessário realizar consultas e negociações em longo prazo, com objetivo de se estabelecer uma ferramenta adequada para os indígenas.

No que tange aos grandes produtores, o custo de oportunidade foi destacado como um critério fundamental para a adesão do setor em ações de compensação financeira pela conservação ambiental. A alta produtividade da soja na região chega a gerar a colheita de 60 sacas de soja por hectare, o que equivale a aproximadamente R\$ 4.000,00/hectare bruto (valores de referência para julho de 2011).

Tendo em vista a diversidade de atores, os conflitos e as demandas encontradas, a FATMA construiu um modelo de gestão para o CE Chapecó baseado na criação de mecanismos de valoração dos ativos ambientais. A apresentação desse modelo e posterior discussão com os setores locais foram bem aceitos. No entanto, a maior parte das ações está apenas iniciando.

5.3 INCORPORANDO O PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS À GESTÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ

Estabeleceu-se como objetivo central do CE Chapecó “desenvolver e implementar um modelo de valorização e alavancagem de florestas nativas (e outros ambientes naturais) como ativos ambientais, promovendo a manutenção e melhoria da permeabilidade da paisagem” (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009, p. 07). Para tanto, definiu-se como objetivos específicos: conservação de remanescentes íntegros, melhoria da permeabilidade da paisagem, conservação de remanescentes manejados e recuperação de áreas estratégicas de conexão entre fragmentos.

Para promover a valorização dos ativos ambientais do CE Chapecó, a FATMA propôs a criação de um Sistema de Créditos de Conservação (SICC), que deve atuar no âmbito dos dois Corredores Ecológicos. Esta proposta, desenvolvida durante a elaboração do Plano de Gestão do CE Chapecó, foi contemplada no Programa Santa Catarina Rural e será implementada entre os anos de 2012 e 2016, com recursos do Banco Mundial e do Governo do Estado de Santa Catarina (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

O SICC constitui um modelo de PSA baseado em mecanismos de mercado. O Sistema está vinculado à comercialização de créditos de conservação, que correspondem a títulos lastreados em áreas públicas e privadas de florestas conservadas, florestas em processo de recuperação ou ainda em mudanças de atividades agrícolas para práticas menos danosas ao ambiente. Os créditos de conservação podem ser comercializados e implicam em responsabilidades e compromissos ambientais aos proprietários rurais (SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

O principal objetivo do SICC é criar um mecanismo que consiga comercializar uma cesta de serviços ambientais, com o foco principal em qualidade e disponibilidade hídrica, estoque e sequestro de carbono e manutenção da biodiversidade. No modelo proposto, provedores e beneficiários devem ser articulados via o SICC, que deverá buscar recursos no mercado para o pagamento de provedores pela manutenção de serviços

ambientais. Além de buscar provedores e beneficiários, o SICC será responsável pela gestão financeira, realização de contratos, suporte técnico para produtores rurais, divulgação e monitoramento dos contratos (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009; SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

O modelo do SICC foi inspirado nos mercados de compensação ambiental dos EUA, Austrália e alguns países europeus. Este mercado movimenta entre US\$ 2.4 e US\$ 4 bilhões anualmente e coloca a cada ano cerca de 180 mil hectares de área sob algum regime de conservação (MADSEN; CARROLL; MOORE BRANDS, 2010). Segundo os autores, esses mercados vêm se diferenciando e crescendo significativamente e incluem uma série de mecanismos, como: créditos de biodiversidade, bancos de áreas, compensação de habitat pesqueiro e muitos outros. Ainda assim, o SICC também se espelha nas tendências do mercado voluntário de carbono e no mercado do REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) na esfera nacional.

A personalidade jurídica do SICC (público, privado ou misto), ainda está em discussão. A definição da personalidade jurídica vai vir acompanhada de uma análise de mercado, com o objetivo de dar sustentação econômica ao modelo de gestão desenvolvido.

Nos EUA, sistemas privados de gestão de créditos de conservação ou mecanismos similares possuem mercados relativamente sólidos (BAYON, 2008; KATE; BISHOP; BAYON, 2004). Entretanto, sua eficácia tanto do ponto de vista ambiental como social é questionada por diversos autores (BURGIN, 2008; KARSENTY, 2007a; KIESECKER et al., 2009). Dentre os modelos de gestão pública de programas de PSA destacam-se o da Costa Rica e o do México. Nesses países, a gestão dos programas é pública, mas ambos buscam recursos financeiros no mercado para complementar os recursos públicos destinados aos programas nacionais de PSA (KOSOY; CORBERA; BROWN, 2008; ZBINDEN; LEE, 2005).

5.3.1 O Programa Piloto

Para dar início ao SICC, o Banco Mundial, no âmbito do Programa SC Rural, implantou um capital semente de US\$ 500

mil no Fundo de Desenvolvimento Rural, da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca. Este recurso, administrado pela FATMA, tem como objetivo dar início ao mercado dos créditos de conservação (SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009).

Neste modelo, o capital semente dá início à comercialização dos créditos de conservação como um programa piloto. O Programa SC Rural prevê a inclusão de 950 hectares de floresta no modelo de PSA com recursos do capital semente, durante três anos. Após o término dos recursos do capital semente, o SICC deverá dar seguimento à comercialização dos créditos de conservação a partir da busca de recursos no mercado.

Durante o programa piloto de PSA serão priorizados estabelecimentos agropecuários com estoque incremental florestal (estabelecimentos agropecuários com áreas de floresta superior à área de Reserva Legal e APPs somadas) situados na região socioeconômica de agricultura familiar tradicional. Após a finalização dos recursos do capital semente e início de funcionamento do SICC, outras modalidades de PSA estão previstas e são apresentadas mais adiante (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009).

Os pequenos produtores rurais beneficiados pelo PSA com recursos do capital semente participarão do programa com apenas três hectares, até que o SICC esteja estruturado e possa expandir as áreas do Programa. O valor previsto para cada crédito (inicialmente correspondente a um hectare de floresta preservada excedente à área de Reserva Legal e APP somadas) será de R\$ 350,00/hectare/ano.

5.3.2 O Cadastro de Áreas

Além do capital semente, o SICC conta com a implantação de um Cadastro de Áreas de Estoque Incremental Florestal (CADEF), que incluirá informações georreferenciadas sobre áreas florestadas, áreas de Campos de Altitude e áreas potenciais para recuperação florestal. O CADEF funcionará como um banco de dados com informações sobre as áreas que integram e áreas potenciais para integrarem o SICC. Tais informações também serão utilizadas para o monitoramento dos

projetos implantados. O CADEF será gerenciado pela FATMA, mas as informações coletadas serão alimentadas e disponibilizadas para o SICC.

5.3.3 Monitoramento

O monitoramento das atividades implantadas pelo SICC será feito pelo próprio Sistema, em parceria com o escritório regional da FATMA. Está prevista a realização de três métodos distintos: monitoramento *in situ*, monitoramento da evolução do uso e cobertura do solo, e monitoramento de espécies bioindicadoras.

O monitoramento *in situ* será feito por meio de sorteios trimestrais. Esta estratégia tem como objetivo avaliar o andamento da implementação do Programa de PSA no nível dos estabelecimentos agropecuários, tendo como instrumento principal o acompanhamento dos contratos.

O monitoramento da evolução do uso e cobertura vegetal a partir de imagens de satélite será realizado a cada cinco anos. Em 2005, a FATMA realizou o mapeamento do uso e cobertura do solo para Santa Catarina. Este mapa será a linha de base (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2008).

O monitoramento de espécies bioindicadoras será realizado a cada cinco anos a partir da metodologia de avaliação ecológica rápida (AER). Em 2008 a FATMA realizou uma AER em 33 pontos distribuídos no CE Chapecó (SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009). Tais informações compõem a linha de base de biodiversidade do Programa e serão utilizados para o monitoramento de espécies bioindicadoras.

Todas as ações do SICC serão supervisionadas pela FATMA e pelo Conselho Gestor do CE Chapecó. O Conselho Gestor deverá ter um papel central na avaliação da implementação do SICC na área de abrangência do CE Chapecó. Embora o SICC ainda não esteja estruturado e possa ter uma personalidade jurídica privada, um dos princípios norteadores para a sua estruturação é que o planejamento e as suas ações sejam acessíveis a essas instituições (Conselho Gestor e FATMA), garantindo o alcance dos objetivos do CE Chapecó de maneira eficiente e equitativa. O papel do Conselho Gestor será acompanhar as ações do SICC, dar apoio na escolha de áreas prioritárias anualmente para

inclusão e manutenção no Programa, dar visibilidade às demandas de produtores rurais e instituições locais e, junto à FATMA, avaliar o andamento das ações previstas (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009). A estrutura do SICC com seus principais mecanismos de gestão estão apresentados na Figura 3.

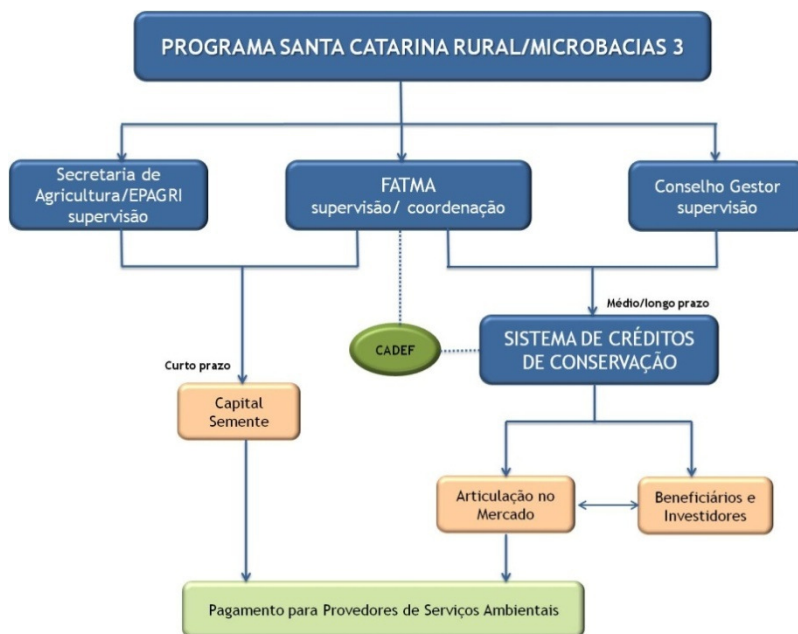


Figura 3: Organograma com as relações do Sistema de Créditos de Conservação proposto para o Corredor Ecológico Chapecó.

Fonte: Adaptado de Socioambiental Consultores Associados (2009)

5.3.4 Práticas elegíveis no Sistema de Créditos de Conservação

O SICC deverá ampliar o público-alvo do programa de PSA. Enquanto o Programa Piloto com recursos do capital semente tem como foco principal produtores familiares, o SICC deverá incluir no Programa os demais produtores.

As práticas que serão remuneradas pelo SICC incluem:

- ✓ Conservação florestal em forma de excedente (remanescentes situados além das APPs e de Reserva Legal como no programa piloto);

- ✓ Recuperação de Reserva Legal em sistemas agroflorestais para pequenos produtores ou restauração de Reserva Legal para médios e grandes produtores;

- ✓ Recuperação de APPs para médios e grandes produtores rurais;

- ✓ Recuperação de APPs com sistemas agroflorestais;

- ✓ Implantação de sistemas silvipastoris;

- ✓ Implantação de um sistema de pastagem conservacionista nos Campos de Altitude;

- ✓ Melhoria do sistema produtivo incluindo as seguintes atividades: redução ou cessão do uso de insumos químicos e implantação de medidas que coíbam a degradação de formações florestais em áreas prioritárias.

O valor máximo a ser pago por hectare/ano será para a conservação florestal de áreas de estoque incremental florestal (R\$350,00/ha/ano). O valor das demais atividades será ajustado conforme sua relevância para conservação, valor e recursos obtidos no mercado. Os critérios de relevância das atividades produtivas devem seguir os modelos adotados em outros programas de PSA no Brasil, como o do Distrito Federal (CHAVES, 2010).

A participação dos produtores rurais seguirá critérios de elegibilidade, a saber:

- ✓ Participação voluntária, tendo como agente mobilizador a associação de microbacias nas áreas de agricultura familiar; e secretarias de agricultura no caso de produtores patronais;

- ✓ Participantes deverão ter a Reserva Legal averbada, quando a modalidade de inclusão no sistema de PSA não for a restauração de Reserva Legal. Caso contrário, receberão suporte técnico da FATMA para averbação;

- ✓ Titularidade da terra, seja reconhecida em cartório ou posse comprovada;

- ✓ Elaboração de contrato por tempo determinado, podendo ser renovado, desde que os critérios estabelecidos tenham sido cumpridos;

✓ Recursos recebidos pelo programa de PSA não serão rubricados;

✓ Os participantes deverão se sujeitar ao monitoramento dos contratos e no caso de descumprimento ato haverá suspensão do pagamento e penalidade ao participante.

A expectativa é que o modelo do SICC dê escala ao PSA no âmbito do CE Chapecó.

5.3.5 Fonte de aporte de recursos

Um dos principais gargalos em programas de PSA é a continuidade de recursos financeiros para manutenção das atividades previstas e discutidas junto às comunidades participantes. A suspensão de recursos financeiros pode gerar efeitos perversos, contrariando os objetivos que levaram à criação do programa (BORN; TALOCCHI, 2002; PAGIOLA et al., 2004; WUNDER, 2005).

A estruturação do SICC conta com um estudo detalhado da relação oferta e demanda de mercado (de serviços) para a manutenção dos pagamentos por serviços ambientais em uma escala de 20 anos (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE, 2009). Embora este estudo ainda esteja em andamento, algumas fontes potenciais podem abarcar diferentes escalas.

Na escala local e regional, por exemplo, serviços de provisão e qualidade da água podem ser financiados por diferentes fontes de recursos, que vão desde as companhias de abastecimento de água e agroindústrias interessadas na manutenção da provisão de recursos hídricos, até o Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO), sob responsabilidade da Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS). Para outros serviços, como manutenção da biodiversidade e carbono, outros fundos estaduais⁷ podem aportar recursos no SICC, desde que as modalidades do

⁷ Santa Catarina possui o Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, o Fundo Estadual de Proteção ao Meio Ambiente, o Fundo Catarinense de Mudanças Climáticas e o Fundo Estadual de Recursos Hídricos. Os quatro são gerenciados pela Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável, sob a qual a Fundação do Meio Ambiente (FATMA) está submetida.

programa de PSA atendam aos requisitos legais estabelecidos na regulamentação de tais fundos.

A Política Estadual de PSA (SANTA CATARINA, 2010d), estabelece o Fundo Estadual de PSA (FEPSA), cujos recursos financeiros são oriundos da taxa de fiscalização ambiental, sob gestão da FATMA; do Fundo Especial do Petróleo; da cota parte da SDS referente à compensação financeira pela exploração de recursos minerais em Santa Catarina; além de dotações orçamentárias e doações. No âmbito desta Política, são estabelecidos três subprogramas: Unidades de Conservação, Formações Vegetais e Água. Os públicos-alvo favorecidos incluem pequenos produtores, populações tradicionais, proprietários de Reservas Particulares do Patrimônio Natural e outros proprietários rurais que atendam aos critérios dos subprogramas. Os Corredores Ecológicos são considerados áreas prioritárias dentro dos Subprogramas Formações Vegetais e Unidades de Conservação. Embora o FEPSA ainda não esteja regulamentado, o aporte de recursos no SICCC para a região dos Corredores Ecológicos já vem sendo discutido entre a SDS e a FATMA.

Outro Fundo Estadual que também pode aportar recursos no SICCC, mas exclusivamente com o foco no serviço ambiental relacionado ao carbono, é o Fundo Estadual de Mudanças Climáticas (FMUC). O FMUC, sob responsabilidade da SDS, tem como principal objetivo dar suporte financeiro à Política Estadual de Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável de Santa Catarina. Por meio do Programa de Conservação Ambiental, esta política pretende dar apoio financeiro a atividades que incluem a proteção do estoque de carbono a partir do desmatamento evitado e o incentivo à recuperação de áreas degradadas por meio de práticas de reflorestamento. Em ambos os casos, tais atividades são coincidentes com as previstas pelo SICCC. O FMUC foi regulamentado em 2010 (SANTA CATARINA, 2009c), embora ainda não esteja ativo. Neste sentido, os três Fundos Estaduais (FEHIDRO, FEPSA e o FMUC) podem apoiar o SICCC, tornando a sua fonte de recursos mista e menos dependente de recursos privados, assim como observado no México e Costa Rica.

Na escala nacional e global, outras fontes potenciais de recursos incluem: empresas interessadas em neutralização de

carbono, em servidão ou compensação florestal, além do mercado voluntário internacional de carbono e o crescente mercado do REDD+. Ainda na escala global, serviços ambientais relacionados à manutenção da biodiversidade podem ser de interesse de empresas preocupadas com o marketing verde e responsabilidade socioambiental corporativa, empresas ou pessoas físicas interessadas na compensação ambiental ou ainda em direitos de bioprospecção. Com base nesses mercados, o SICCC poderá articular beneficiários e provedores, mantendo o seu funcionamento a partir da gestão do Sistema.

5.4 DESAFIOS PARA A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA DE CRÉDITOS DE CONSERVAÇÃO DO CORREDOR ECOLÓGICO CHAPECÓ

O Sistema de Créditos de Conservação do CE Chapecó foi idealizado como um projeto piloto de PSA para Santa Catarina. O modelo concebido está baseado na expectativa de que mercados de serviços ambientais vão se consolidar, gerando dividendos que podem ser “transferidos” para provedores de tais serviços em áreas de relevância para a biodiversidade. O modelo do SICCC está ancorado nas premissas de governança ambiental fomentadas por diversas instituições internacionais, como o Banco Mundial (MCAFEE, 2012).

Embora a estruturação do SICCC esteja apenas iniciando, e seu modelo de gestão (público, privado ou misto) ainda esteja incerto, há desafios importantes que devem ser considerados com o objetivo de garantir a participação dos produtores rurais, tendo em vista a eficiência do programa de PSA para conservação ambiental e equidade social.

A adoção de um modelo privado para o SICCC pode resultar em riscos de priorização espacial de determinadas áreas com grandes concentrações de fragmentos florestais, excluindo a participação de pequenos produtores em situação marginalizada.

Grande parte dos pequenos produtores do CE Chapecó vive em áreas com relevo acidentado, que concentram os maiores níveis de fragmentação florestal. Grandes fragmentos com alta conectividade estão localizados principalmente em estabelecimentos agropecuários de grandes produtores rurais e

empresas de reflorestamento (ALARCON; DA-RÉ; RAMPINELLI, 2011; SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS, 2009). Num modelo privado, financiado apenas com recursos captados no mercado, a expansão do programa de PSA no âmbito do SICC tenderia a ter uma maior dependência de recursos obtidos via o mercado voluntário de carbono ou ainda em projetos de REDD+. Nesses casos, grandes fragmentos florestais tenderiam a ser priorizados, pois diminuem o número de participantes, os custos de transação e de monitoramento, facilitando a articulação pelo agente intermediário (SICC). Pequenos produtores, com pequenos fragmentos florestais tenderiam a ter um papel secundário nas negociações.

No sul do México, Corbera et al. (2007) apontaram a dificuldade que pequenos produtores encontram para participar em um programa de PSA de carbono florestal. May et al. (2004), avaliando projetos de carbono florestal na Bolívia e Brasil, também destacaram a dificuldade de tais projetos em estabelecer um processo de mobilização e alternativas econômicas para comunidades menos favorecidas nessas regiões. Para Eloy et al. (2012), a inclusão da heterogeneidade de usos da terra e dos diversos tipos de produtores rurais é fundamental para garantir a equidade e efetividade de programas de PSA.

A discussão sobre a participação de populações marginalizadas e a garantia de equidade social em políticas de PSA tem tomado força nos últimos anos (CORBERA; KOSOY; MARTÍNEZ TUNA, 2007; MURADIAN et al., 2010; ZBINDEN; LEE, 2005). Contudo, o que se observa são duas correntes distintas. Uma delas defende o uso de mecanismos de mercado e considera que o alívio à pobreza seja apenas uma consequência dos programas (MILDER; SCHERR; BRACER, 2010; PAGIOLA, 2007). A outra contesta a dependência de mecanismos de mercado, e defende que um programa de PSA pode alcançar efetividade de conservação ambiental desde que considere também a equidade social e a inclusão dos menos favorecidos (ELOY et al., 2012; KARSENTY, 2007b; MURADIAN et al., 2010).

A proposta de incluir inicialmente apenas pequenos produtores no programa piloto de PSA (capital semente) procura estimular a participação deste setor social no SICC. Não obstante, os recursos do capital semente serão suficientes para

remunerar tais produtores apenas nos primeiros três anos do Programa SC Rural. Posteriormente, o SICC deverá dar continuidade aos pagamentos, com recursos captados no mercado. Caso o SICC tenha um modelo de gestão privada, as chances de manutenção de pequenos produtores no programa podem diminuir.

Um dos aspectos positivos caso o SICC tenha uma estrutura de gestão pública ou mista, é a possibilidade de captação de recursos via fundos estaduais. Isso possibilitaria uma diversificação das ações e públicos-alvo do programa. A possibilidade de cooperação com a EPAGRI em programas de extensão rural também se tornaria mais viável por meio de cooperação institucional. Neste caso, a possibilidade de aporte de recursos para atividades de capacitação e suporte técnico poderia favorecer produtores com a situação de titularidade da terra indefinida, como é o caso dos produtores familiares dos assentamentos ou ainda populações indígenas.

Por outro lado, cabe destacar que um modelo público ou misto para o SICC também possui limitações. Enquanto o modelo privado possui as desvantagens destacadas acima, o modelo público, dependendo da forma como for estruturado, também pode se tornar mais susceptível à corrupção, à instabilidade política, e à descontinuidade de recursos. Pattanayak, Wunder e Ferraro (2010b) avaliando diversos programas de PSA em andamento, destacam que os programas financiados por governos normalmente são menos sofisticados, enquanto programas financiados por usuários (agentes privados) possuem normalmente melhor efeito em escala de paisagem, melhores estratégias de monitoramento e estão mais ajustados às condições locais.

Tanto os modelos públicos como os modelos privados de gestão de programas de PSA possuem restrições (BAYON, 2008; MADSEN; CARROLL; MOORE BRANDS, 2010; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), que devem ser cuidadosamente avaliadas no momento de estruturação do modelo de PSA. No caso do CE Chapecó, devido à grande diversidade de tipos de produtores rurais e pressões de uso da terra, concorda-se com os apontamentos feitos por Muradian et al. (2010). Os autores reforçam que para que programas de PSA alcancem eficiência (ambiental) e equidade (social), tais programas deverão estar

cada vez mais associados a políticas de desenvolvimento rural. Desta forma, parece fundamental que a heterogeneidade de atores sociais do CE Chapecó seja contemplada no SICCC, garantindo conservação florestal e a participação social.

Além do modelo de gestão, outro desafio na implementação do SICCC consiste no formato de ingresso dos produtores rurais no Sistema. Embora não haja diretrizes no âmbito do Plano de Gestão do CE Chapecó, é fundamental o estabelecimento de mecanismos de aplicação conjunta. Comunidades, associações e bacias hidrográficas podem compor grupos de interesse que poderiam ser mobilizados para participação coletiva no Programa. Tal estratégia favoreceria o ingresso dos participantes, resultando em maior capital e contrato social. Contratos individualizados muitas vezes acabam por gerar dificuldades entre participantes e não participantes dentro de comunidades, além de aumentarem os custos de transação e monitoramento (GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005; WUNDER, 2005).

Contando com uma forma de ingresso coletiva, o monitoramento do Programa também poderia ser favorecido. No Plano de Gestão do CE Chapecó, o monitoramento ficará sob a responsabilidade do SICCC e escritórios regionais da FATMA. O CE Chapecó conta com apenas um escritório regional, com apenas dois funcionários. O monitoramento pode ser significativamente custoso na implantação de programas de PSA (GRIEG-GRAN; PORRAS; WUNDER, 2005). O ingresso coletivo de produtores considerando localização geográfica e heterogeneidade social permitiria o fomento a sistemas de monitoramento participativo, diminuindo custos e aumentando o escopo da ação coletiva.

Outro aspecto importante é que a forma de participação no SICCC deverá ser significativamente diferente entre os setores socioprodutivos existentes no CE Chapecó. Para pequenos produtores, a articulação via a agência de extensão rural (EPAGRI) poderá facilitar a articulação das comunidades atendidas pela EPAGRI. Se por um lado, esse aspecto é positivo, pois tais comunidades vêm sendo trabalhadas há quase uma década, por outro, há um risco de marginalização daqueles produtores que não fazem parte dos programas de extensão rural.

Por fim, a criação de um Conselho Gestor para o CE Chapecó e seu papel de supervisão das atividades do SICC é fundamental para garantir transparência e acessibilidade das demandas dos setores sociais ao Sistema. Entretanto, para que isso seja alcançado, a representatividade do Conselho deve refletir a realidade socioeconômica do CE Chapecó. Ademais, a acessibilidade do Conselho Gestor e seus representantes ao SICC dependerá sobremaneira da forma como o SICC será estruturado, trazendo reflexos diretos no papel da ação coletiva na gestão dos ativos ambientais do CE Chapecó.

6. CONCLUSÃO GERAL

A diversidade de serviços ambientais percebidos pelos entrevistados no CE Chapecó foi razoável (cerca de 20), mas apenas cinco serviços foram percebidos com uma frequência maior do que 10%, sendo a qualidade da água o mais frequente.

Os serviços de suporte e serviços culturais e estéticos foram pouco percebidos. A baixa percepção de serviços ambientais de suporte era esperada, pois exige conhecimento sobre os ciclos biogeoquímicos e outras relações menos perceptíveis “a olho nu”. No entanto, esperava-se que o uso da floresta como espaço de lazer, entretenimento ou descanso fosse mais frequente. Investir na relação das pessoas com os serviços culturais e estéticos pode agregar valor cultural e econômico às formações florestais do CE Chapecó.

A renda e a frequência de uso dos recursos florestais foram os fatores que mais influenciaram a percepção dos produtores rurais sobre os serviços ambientais providos pelas formações florestais. Quanto maior o uso dos recursos florestais e quanto menor a renda, maior a percepção dos benefícios originados pelas florestas. No entanto, é preciso o uso de três recursos florestais para que um benefício da floresta seja percebido, indicando uma limitação no reconhecimento do valor da floresta em pé para o estabelecimento agropecuário. As restrições legais potencializam esta baixa percepção, pois dificultam o uso dos recursos florestais e, conseqüentemente, o reconhecimento do seu valor. A proteção legal irrestrita de uso alimenta uma lógica contraproducente, gerando um ciclo vicioso de desvalorização e de eliminação das florestas.

Mudanças em políticas de conservação ambiental podem impactar significativamente a provisão de serviços ambientais no CE Chapecó. Dentre os três cenários analisados, o Código Florestal de 1965 é aquele que traz maiores benefícios ambientais, enquanto o cenário de Baixa Efetividade Legal traria mais benefícios em termos da produção de commodities, em relação à linha de base (ou Código Ambiental Catarinense).

A implantação do Código Florestal de 1965 representaria a redução na renda de diversas famílias, mas um ganho em longo prazo em termos de benefícios ambientais. Neste caso, a exploração da erva-mate, do pinhão e outras espécies nativas

poderia se tornar mais atrativa. Medidas como o PSA teriam menor funcionalidade, ou apenas a função de compensar pela renda perdida, já que a conservação de áreas estratégicas estaria garantida pela aplicação da lei.

Em um cenário de Baixa Efetividade Legal ou no caso de uma legislação mais flexível para usos agrícolas, como é o caso do Código Florestal de 2012, o PSA seria mais importante para garantir a conservação de áreas estratégicas. No entanto, os valores propostos por esta política (PSA) teriam que competir com os altos custos de oportunidade da região. Recursos disponíveis para PSA são, em sua maioria, finitos no tempo e no espaço.

A simulação de cenários neste trabalho mostrou como serviços ambientais importantes variam a partir de decisões políticas tomadas em gabinetes. Os impactos dessas mudanças não são percebidos em curto prazo, mas podem representar perdas significativas em longo prazo a partir do comprometimento das funções dos ecossistemas.

A disposição de produtores rurais em participarem de um programa de PSA na área de abrangência do CE Chapecó será bem maior em ações de conservação de remanescentes florestais em detrimento de ações voltadas à recuperação florestal. Claramente os produtores rurais entrevistados não estão interessados em expandir suas áreas de floresta. Caso aderissem a um programa com este objetivo, seria apenas para se adequar à legislação ambiental. Do ponto de vista econômico, esta opção é compreensível, uma vez que o custo de oportunidade da terra no Corredor é alto e a floresta não traria ganhos econômicos. No entanto, sob o ponto de vista ambiental, a falta de interesse na expansão de florestas em áreas estratégicas como a mata ciliar, áreas de alta declividade, no entorno de nascentes e em topos de morro, também demonstra a baixa importância atribuída às funções dos ecossistemas e aos serviços ambientais providos pelas formações florestais.

Um programa de PSA na região tende a uma baixa adicionalidade, já que grande parte das florestas presentes nos estabelecimentos agropecuários já é protegida pela Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006c), e as áreas que os produtores estão

dispostos a ceder para a recuperação deveriam estar com cobertura vegetal nativa segundo a legislação ambiental.

Produtores rurais com menor renda e escolaridade são aqueles que declararam valores menores para adesão em um programa de PSA na área de abrangência do CE Chapecó. Esta característica diminui os riscos de exclusão de pequenos produtores do programa, mas também dificulta a inclusão de grandes remanescentes florestais em posse de produtores rurais mais abastados. O programa de PSA proposto deverá enfrentar dificuldades para compatibilizar equidade de acesso, inclusão de populações mais pobres e a inclusão de produtores com grandes remanescentes florestais.

O Sistema de Créditos de Conservação (SICC) e o capital semente como elementos fundamentais da proposta de PSA analisada, apresentam algumas limitações. Há um risco de que entre a finalização dos pagamentos feitos com recursos do capital semente e o início dos pagamentos a partir do SICC haja uma lacuna de tempo, onde produtores rurais já participantes do programa fiquem sem pagamentos até que o SICC se estruture e garanta novos contratos com os participantes da etapa inicial (capital semente). A lacuna de tempo e a incerteza de participação no esquema do SICC podem gerar efeitos perversos, tais como a conversão das áreas incluídas originalmente no programa para as práticas danosas anteriores (WUNDER, 2005). É importante que os pagamentos iniciem a partir do momento em que se tenha a certeza de que será possível dar continuidade às ações via o SICC, para evitar efeitos perversos e o risco de descredibilidade futura do programa e da própria FATMA.

Outro aspecto fundamental para o sucesso da proposta de implementação do CE Chapecó através de um programa de PSA está relacionado ao modelo de gestão. Neste trabalho foram discutidos prós e contras dos modelos públicos e privados de gestão de programas de PSA (Capítulo IV). Para o CE Chapecó é possível que um modelo público baseado em uma instituição com autonomia econômica e jurídica, assim como o FONAFIFO na Costa Rica, seja mais adequado como forma de garantir outros objetivos ao PSA, que vão além da provisão dos serviços ambientais. Ademais, em um modelo público, a busca de recursos não ficaria apenas restrita ao mercado de commodities

ambientais, mas poderia também se beneficiar de recursos disponíveis no Fundo de Mudanças Climáticas (SANTA CATARINA, 2009c), no Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (SANTA CATARINA, 2010d) e no Fundo Estadual de Recursos Hídricos (SANTA CATARINA, 1994).

É fundamental que a implementação de um programa de PSA no CE Chapecó não esteja baseada apenas na transferência de recursos. Programas de PSA que são estruturados para facilitar motivações intrínsecas têm uma possibilidade muito maior de serem mais exitosos (CLEMENTS et al., 2010). Tais programas devem vir associados a ações de disseminação de informações sobre as funções e benefícios dos ecossistemas, de capacitação e criação de novas alternativas de uso para a floresta. Caso um programa de PSA tenha como foco apenas garantir a provisão de determinado serviço ambiental (ou uma cesta de serviços) estabelecendo uma relação puramente econômica para isso, há um sério risco de que valores intrínsecos associados à conservação das florestas sejam solapados ou empobrecidos. Este fenômeno é conhecido como *crowd out*, quando motivações intrínsecas que estimulam ações voluntárias são perdidas pela intervenção de compensações financeiras para as mesmas ações (FREY et al., 2007). Neste sentido, os pagamentos não podem ser descolados de uma ação mais integradora das comunidades, tendo em vista uma mudança na percepção sobre a relevância dos recursos florestais, ou ainda um reforço de valores morais e éticos associados às formações florestais.

Ademais, para que o PSA obtenha êxito, outras estratégias devem ser fomentadas de maneira conjunta. Dentre estas, a melhoria das práticas agrícolas tendo em vista conservação do solo e de recursos hídricos; o fomento a sistemas agroflorestais utilizando espécies nativas com mercados já consolidados, tais como a erva-mate, o pinhão, a goiabeira-serrana e outras espécies frutíferas, além de espécies medicinais; o fomento a sistemas silvipastoris intercalando espécies nativas e exóticas de crescimento rápido nas áreas de pastagem; o estímulo à pesquisa científica com espécies florestais nativas para usos múltiplos, visando sua utilização no mercado florestal, entre outras. Para que essas ações sejam efetivamente implementadas junto a estratégias de PSA, é

fundamental que se tornem políticas públicas dentro de programas do Estado, onde o PSA seja visto como um mecanismo complementar, passível de ser executado em áreas prioritárias, onde requisitos mínimos para sua efetiva implementação existam.

Por fim, a corrida para fazer um PSA acontecer no CE Chapecó deve ser cuidadosa e se cercar de outras estratégias que visem à conservação das florestas em longo prazo, e a redução dos conflitos atuais existentes, como forma de se afastar do risco de criar uma cultura no meio rural onde seja apenas pagando que se preserva.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAM, N. K. et al. Spatially explicit perceptions of ecosystem services and land cover change in forested regions of Borneo. **Ecosystem Services**, p. 1-12, 2013.

ALARCON, G. G.; BELTRAME, Â. V.; KARAM, K. F. Conflitos de interesse entre pequenos produtores e a conservação de Áreas de Preservação Permanente na Mata Atlântica. **Floresta**, v. 40, n. 2, p. 295-310, 2010.

ALARCON, G. G.; DA-RÉ, M. A.; RAMPINELLI, L. Z. Fragmentação da Floresta com Araucária e ecossistemas associados no Corredor Ecológico Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, v. 24, n. 3, p. 25-38, 2011.

ALARCON, G. G. **Análise da percepção de produtores rurais e representantes de instituições locais sobre a conservação de recursos florestais como base para iniciar o programa de Pagamento por Serviços Ambientais no Corredor Ecológico Chapecó, SC**. Florianópolis: EPAGRI, 2013.

ALICE, A. et al. **Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica do RS/SEMA/PANGAEA/MCT/Governo do Rio Grande do Sul, 2002.

ALIER, J. M. **Da economia ecológica ao ecologismo popular**. Blumenau: Ed. da FRUB, 1998. p. 402

ALLENDORF, T. D.; BRANDT, J. S.; YANG, J. M. Local perceptions of Tibetan village sacred forests in northwest Yunnan. **Biological Conservation**, v. 169, p. 303-310, 2014.

ALPÍZAR, F. **Introducción a la valoración y medidas de bienestar**. Turrialba: Centro Agronomico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2010.

AMIGUES, J. et al. The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept / willingness to pay

contingent valuation approach. **Ecological Economics**, v. 43, p. 17-31, 2002.

ANDRADE, D. C. **Modelagem e Valoração de Serviços Ecosistêmicos: uma contribuição da Economia Ecológica**. Campinas. Originalmente apresentado como tese de doutorado, UNICAMP, 2010.

ANDRADE, F. M. DE. Exploração, manejo e potencial socioeconômico da Erva-Mate. In: SIMÕES, L. L.; LINO, C. F. (Org.). **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais**. São Paulo: Editora SENAC, 2002. p. 19-34.

APREMAVI. **Plano de Manejo do Parque Nacional das Araucárias**. Disponível em: <<http://www.apremavi.org.br/parna-das-araucarias-e-esec-da-mata-preta--projeto-pda/atividades-e-relatorios>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

ARRIAGADA, R. A. et al. Combining Qualitative and Quantitative Methods to Evaluate Participation in Costa Rica's Program of Payments for Environmental Services. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 28, n. 3-5, p. 343-367, 2009.

ASNER, G. P. et al. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. **Conservation biology**, v. 23, n. 6, p. 1386-95, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL. **Relatório de Sustentabilidade 2010**. Disponível em: <http://www.bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/public/relsustenta_Bracelpa_PDF_Navegavel_PORT_Final.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2013.

AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecosystems and Human Well-being**. Washington: Island Press, 2003.

AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. Forest and Woodland Systems. In: MEA (Org.). **Ecosystem and Human Well-being: current state and trends**. Washington: Island Press, 2005. p. 587-614.

AYANU, Y. Z. et al. Crop production versus surface-water regulation: assessing tradeoffs for land-use scenarios in the Tat Hamlet Watershed, Vietnam. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 7, n. 3, p. 231-244, 2011.

AYRES, J. M. et al. **Os Corredores Ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.

BAAN, L.; ALKEMADE, R.; KOELLNER, T. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1-15, 2012.

BABULO, B. et al. The economic contribution of forest resource use to rural livelihoods in Tigray, Northern Ethiopia. **Forest Policy and Economics**, v. 11, n. 2, p. 109-117, 2009.

BACIC, I. L. Z.; ROSSITER, D. G.; MANNAERTS, C. M. Applicability of a distributed watershed pollution model in a data-poor environment in Santa Catarina State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1699-1712, 2008.

BALBINOT, R. et al. Inventário do carbono orgânico em um plantio de Pinus taeda aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 5, n. 1, p. 59-69, 2003.

BAYON, R. Banking on Biodiversity. In: THE WORLDWATCH INSTITUTE (org.). **State of the World: Innovation for a sustainable economy**. Washington: The Worldwatch Institute, 2008. p. 123 - 137.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1307-1316, 2010.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology letters**, v. 12, n. 12, p. 1394-404, 2009.

BENNETT, G.; CARROLL, N.; HAMILTON, K. **Charting New Waters State of Watershed Payments 2012**. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3308.pdf>. Acesso em 11 nov. 2013.

BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um cambissolo húmico alumínico léptico, determindada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 26, n. 1, p. 465-471, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI-NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Editora Ícone, 1990.

BEUTLER, J. F. et al. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Bras. de Ciências do Solo**, v. 27, n. 3, p. 509-517, 2003.

BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. Serviços Ambientais das Florestas: Informações Gerais. In: PAGIOLA, S.; BISHOP, J.; LANDELL-MILLS, N. (Org.). **Mercados para serviços ecossistêmicos: instrumentos econômicos para conservação e desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Instituto Rede Brasileira Agroflorestal, 2005. p. 9-20.

BLACKMORE, L.; DOOLE, G. J. Drivers of landholder participation in tender programs for Australian biodiversity conservation. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 143-153, 2013.

BLENNOW, K. Adaptation of forest management to climate change among private individual forest owners in Sweden. **Forest Policy and Economics**, v. 24, p. 41-47, 2012.

BORN, R. H.; TALOCCHI, S. **Payment for Environmental Services: Brazil**. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd21/brreport.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2013.

BORNSCHEIN, M. R. Diagnóstico da Avifauna do Corredor Ecológico Chapeco, SC. Florianópolis: Socioambiental Consultores Associados, 2008.

BOULDING, K. E. The Economics of the Coming Spaceship. 1966. Disponível em: http://www.eoearth.org/article/The_Economics_of_the_Coming_Spaceship_Earth>. Acesso em 12 jan. 2014.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.

BOYLE, K. J.; BISHOP, R. C. The total value of wildlife resources: conceptual and empirical issues. Disponível em: <http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Publications.html>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

BRASIL. Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934, 1934. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm>. Acesso em: 20 abr. 2014.

BRASIL. Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm>. Acesso em: 25 nov. 2013.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 25 nov. 2013.

BRASIL. Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11326.htm>. Acesso em: 25 nov. 2013.

BRASIL. Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>. Acesso em: 25 nov. 2013.

BRASIL. Projeto de Lei nº 5.487 de 24 de junho de 2009. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=439941>>. Acesso em: 22 fev. 2014.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 22 fev. 2014.

BREMER, L. L.; FARLEY, K. A.; LOPEZ-CARR, D. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. *Land Use Policy*, v. 36, p. 122-133, 2014.

BROSTRÖM, G.; HOLMBERG, H. **glmmML: Generalized linear models with clustering. R package version 0.82-1**. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=glmmML>>. Acesso em 12 abr. 2014.

BROWN, G. The relationship between social values for ecosystem services and global land cover: An empirical analysis. *Ecosystem Services*, v. 5, p. 58-68, 2013.

BRUN, E. J. **Biomassa e nutrientes na Floresta Estacional Decidual, em Santa Tereza, RS**. Santa Maria. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, 2004.

BRUN, E. J. **Matéria Orgânica do solo em plantios de *Pinus taeda* e *P. elliottii* em duas regiões do Rio Grande do Sul**. Santa Maria. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Maria, 2008.

BRYAN, B. A. et al. Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how? *Landscape and Urban Planning*, v. 97, n. 2, p. 111-122, 2010.

BUCKLEY, C.; HYNES, S.; MECHAN, S. Supply of an ecosystem service—Farmers' willingness to adopt riparian buffer zones in

agricultural catchments. **Environmental Science & Policy**, v. 24, p. 101-109, 2012.

BURGIN, S. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 4, p. 807-816, 2008.

BURIN, R. H. **Avaliação temporal de perdas de solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Preto (SP) utilizando geoprocessamento**. Campinas. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 1999.

BURNHAM, K.; ANDERSON, D. **Model selection and multimodel inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. New York: Springer-Verlag, 2002.

CAMPO GRANDE. **Lei Municipal nº 5.025 de 22 de dezembro de 2011**. Disponível em: http://www.capital.ms.gov.br/egov/downloadFile.php?id=5098&fileField=arquivo_dow&table=downloads&key=id_dow&sigla_sec=dlma>. Acesso em: 12 jan. 2014.

CARPENTER, S. R. et al. Millenium Ecosystem Assessment: Research Needs. **Science**, v. 314, p. 257-258, 2006.

CARPENTER, S. R.; TURNER, M. Opening the Black Boxes: Ecosystem Science and Economic Valuation. **Ecosystems**, v. 3, n. 1, p. 1-3, 2000.

CARREÑO, L.; FRANK, F. C.; VIGLIZZO, E. F. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 154, p. 68-77, 2012.

CARSON, R. T.; FLORES, N. E.; MEADE, N. F. Contingent Valuation: Controversies and Evidence. **Environmental and Resource Economics**, v. 19, p. 173-210, 2001.

CAVALCANTI, C. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, p. 150 -156, 2004.

CECHIN, A.; VEIGA, J. E. da. O Fundamento Central da Economia Ecológica. In: MAY, P. H. (Org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier; UFRJ, 2010. p. 33-48.

CENTRO DE INTELIGÊNCIA EM FLORESTAS. **Cotações de preços para produção madeireira 2012**. Disponível em: <<http://www.ciflorestas.com.br/cotacoes.php>>. Acesso em: 10 mar. 2014.

CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA. **Preços Médios Mensais dos Produtos Vegetais Recebidos pelos Produtores em Santa Catarina - 2006/2012**. Disponível em: <<http://cepa.epagri.sc.gov.br>>. Acesso em: 23 abr. 2014.

CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA. **Preço dos produtos vegetais recebidos pelos produtores em Santa Catarina - 2006/2014**. Disponível em: <<http://cepa.epagri.sc.gov.br/>>. Acesso em: 17 abr. 2014.

CHAN, K. M. A et al. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS biology**, v. 4, n. 11, p. e379, 2006.

CHANG, M. Y. La economia ambiental. In: PIERRI, N.; FOLADORI, G. (Orgs.). **Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable**. Montevideo: Trabajo y Capital, 2001. p. 165-178.

CHAVES, H. M. L. Relações de aporte de sedimento e implicações de sua utilização no pagamento por serviço ambiental em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 34, n. 1, p. 1469-1477, 2010.

CHOMITZ, K. M. et al. **At Loggerheads? Agricultural expansion, poverty reduction and environment in the tropical forests**. Disponível em: <<http://elibrary.worldbank.org/doi/book/10.1596/978-0-8213-6735-3>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

CHOMITZ, K. M.; KUMARI, K. The domestic benefits of tropical forests: a critical review. **The World Bank research observer**, v. 13, n. 1, p. 13-35, 1998.

CIRINO, J. F.; LIMA, J. E. DE. Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José - MG: um estudo de caso. **RESR**, v. 46, n. 3, p. 647-672, 2008.

CLEMENTS, T. et al. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1283-1291, 2010.

CONSELEITE; CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA. **Custo de Produção (Leite)**. Disponível em: <http://cepa.epagri.sc.gov.br/agroindicadores/custos/apresentacao_leite.htm>. Acesso em 2 dez. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>>. Acesso em 13 out. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 10 jul. 2013.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial Plantas para o Futuro - Região Sul**. Brasília: MMA, 2011.

CORBERA, E.; BROWN, K.; ADGER, W. N. The Equity and Legitimacy of Markets for Ecosystem Services. **Development and Change**, v. 38, n. 4, p. 587-613, 2007.

CORBERA, E.; KOSOY, N.; MARTÍNEZ TUNA, M. Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America. **Global Environmental Change**, v. 17, n. 3-4, p. 365-380, 2007.

COSTANZA, R. et al. The Value of the world's ecosystem services and the natural capital. **Nature**, v. 387, p. 2005-2010, 1997.

COSTANZA, R. Ecosystem services□: Multiple classification systems are needed. **Biological Conservation**, v. 141, p. 350-352, 2008.

COSTANZA, R.; HERMAN E. DALY. Natural capital and Sustainable Development. **Conservation biology**□: the journal of the Society for Conservation Biology, v. 6, n. 1, p. 37-47, 1992.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, maio 2014.

CRAWLEY, M. J. **The R Book**. West Sussex, England: John Wiley & Sons, 2007.

DAILY, G. C. What are Ecosystem Services? In: DAILY, G. C. (Org.). **Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems**. Washington: Island Press, 1997. p. 1-10.

DAILY, G. C.; ELLISON, K. **The Economy of Nature. The quest to make conservation profitable**. Washington: Island Press, 2002.

DAILY, G. D. et al. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DALMORA, E. **O papel da agricultura familiar no processo de conservação da Mata Atlântica em Santa Catarina. Modos de apropriação e transformações no sistema de gestão ambiental na década de 1990**. Florianópolis. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

DALY, H. E. Allocation, distribution, and scale: towards an economics that is efficient, just and sustainable. **Ecological Economics**, v. 6, p. 185-193, 1992.

DALY, H. E. The steady state economy: toward a politica economy of biophysical equilibrium and moral growth. In: DALY, H. E.; TOWNSEND, K. N. (Orgs.). **Valuing the earth: economics, ecology, ethics**. Massachussets: Massachussets Institute of Technology, 1993. p. 325-364.

DE GROOT, R.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

DE GROOT, R. S. **Functions of Nature**. Amsterdam: Wolters-Noordhoff, 1992.

DE KONING, G. H. J. et al. Modelling the impacts of payments for biodiversity conservation on regional land-use patterns. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 4, p. 255-267, 2007.

DEFRANCESCO, E. et al. **Factors Affecting Farmers ' Participation in Agri-Environmental Measures: Evidence from a Case Study**. Food, Agriculture and the Environment. **Anais...**Duluth, Minnesota: Center for International Food and Agricultural Policy, 2006.

DEFRIES, R.; ROSENZWEIG, C. Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 46, p. 19627-32, 2010.

DEFRIES, S.; FOLEY, A.; ASNER, P. Land-use choice: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004.

DEPARTAMENTO INTERSINDICAL DE ESTATÍSTICA E ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS; MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO

AGRÁRIO. Estatísticas do Meio Rural. São Paulo: DIIESE/MDA/NEAD, 2011.

DICK, E. et al. Plano de Ação para Conservação ESES Mata Preta. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/PCA_ESEC_Mata_Preta.pdf>. Acesso em: 2 jul. 2013.

DOLISCA, F.; MCDANIEL, J. M.; TEETER, L. D. Farmers' perceptions towards forests: A case study from Haiti. **Forest Policy and Economics**, v. 9, n. 6, p. 704-712, 2007.

DUARTE, C. Diagnóstico do Meio Físico do Corredor Ecológico Chapecó, SC. Florianópolis: Socioambiental Consultores Associados, 2007.

DWORAK, T. et al. International review on payment schemes for wet buffer strips and other types of wet zones along privately owned land. Berlin/Viena: Ecologic Institute, 2009.

ECOSYSTEM MARKETPLACE. Maneuvering the Mosaic: State of the Voluntary Carbon markets 2013. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3898.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2014.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species. New York: Randon House, 1981.

ELOY, L. et al. Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 55, n. 6, p. 685-703, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Cultivo da erva-mate. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Er>

va-mate/CultivodaErvaMate_2ed/index.htm>. Acesso em: 17 abr. 2014.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL; CENTRO DE SOCIOECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina**. Disponível em: <http://cepa.epagri.sc.gov.br/Publicacoes/Sintese_2012/sintese_2012.pdf>. Acesso em: 15 out. 2013.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663-674, 2008.

ESPÍRITO SANTO. **Decreto nº 3182-R, de 20 de dezembro de 2012**. Disponível em: <<http://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=248833>>. Acesso em: 20 mar. 2014.

EXTREMA. **Lei nº 2.100, de 21 de dezembro de 2005**. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Lei-2100-05_Extrema-MG.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2014.

FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de Pinus taeda em Campos de Altitude do Parque Estadual do Pico do Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n. 1, p. 123-134, 2010.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2010**. Rome: FAO, 2010.

FAO. **State of the World's Forests**. Rome: FAO, 2011.

FARLEY, J.; ERICKSON, J. D.; DALY, H. D. **Ecological Economics**. Washington: Island Press, 2005. p. 221

FARLEY, J. **Environmental valuation and its applications**. In: FALEIRO, F. G.; FARIA NETO, A. L. de (Org.). **Seminário Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade,**

agronegócio e recursos naturais. **Anais...EMBRAPA Cerrados**, 2008.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, 2010.

FERREIRA, J. et al. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, n. 49, p. 535-541, 2012.

FIDELIS, A. et al. **Influência do fogo na biomassa aérea e subterrânea dos Campos Sulinos XXI** Reunião do Grupo Técnico em Forrageiras do Cone Sul- Grupo Campos. Desafios e oportunidades do Bioma Campos frente a expansão e intensificação agrícola. **Anais...EMBRAPA**, 2006. Disponível em: <http://www.cpact.embrapa.br/publicacoes/download/documentos/documento_166/PDFs/4/4-01.pdf>. Acesso em: 20 out. 2013.

FISHER, B.; TURNER, R. K. Ecosystem services: Classification for valuation. **Biological Conservation**, v. 1, n. 2007, p. 8-10, 2008.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643-653, 2008.

FISHER, J. No pay, no care? A case study exploring motivations for participation in payments for ecosystem services in Uganda. **Oryx**, v. 46, n. 01, p. 45-54, 2012.

FISHER, M.; CHAUDHURY, M.; MCCUSKER, B. Do Forests Help Rural Households Adapt to Climate Variability? Evidence from Southern Malawi. **World Development**, v. 38, n. 9, p. 1241-1250, 2010.

FOLADORI, G. La economía ecológica. In: PIERRE, N.; FOLADORI, G. (Orgs.). **Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable**. Montevideo: Trabajo y Capital, 2001. p. 189-196.

FOLEY, J. A et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-4, 2005.

FOLEY, J. A et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-42, 2011.

FOLKE, C. et al. Reconnecting to the Biosphere. **Ambio**, v. 40, n. 7, p. 719-738, 2011.

FREDERICO, C.; LOUREIRO, B. Educação ambiental e gestão participativa de unidades de conservação: elementos para se pensar a sustentabilidade democrática. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 2, p. 237-253, 2008.

FREY, B. S. et al. The Cost of Price Incentives: An Empirical Analysis of Motivation Crowding- Out. **The American Economic Review**, v. 87, n. 4, p. 746-755, 2007.

FUKAHORI, S. T. I.; ALARCON, G. G. Sistema de Créditos de Conservação para os Corredores Ecológicos Chapeco e Timbó. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2012. p. 197-213.

FUNDAÇÃO CERTI. **Plano de Negócios do Sistema de Créditos de Conservação para os Corredores Ecológicos Chapeco e Timbó**. Florianópolis: FATMA, 2014.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de Uso e Cobertura do Solo da bacia Hidrográfica do Rio Chapecó, SC**. Florianópolis: FATMA, 2008.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. **Implementação dos Corredores Ecológicos Chapecó e Timbó**. Florianópolis: FATMA, 2009.

GALETTI, M. et al. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 47-52, 2010.

GARZIEIRA, R. **Diagnóstico da Flora do Corredor Ecológico Chapeco, SC.** Florianópolis: Socioambiental, 2008.

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 38, p. 16732-7, 2010.

GODOY, R. et al. Local financial benefits of rain forests: comparative evidence from Amerindian societies in Bolivia and Honduras. **Ecological Economics**, v. 40, n. 3, p. 397-409, 2002.

GOLDSTEIN, J. H. et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 19, p. 7565-70, 2012.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. et al. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, 2010.

GRIEG-GRAN, M.; PORRAS, I.; WUNDER, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. **World Development**, v. 33, n. 9, p. 1511-1527, 2005.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

GUERRA, M. P. et al. Exploração, manejo e conservação da Araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L. L.; LINO, C. F. (Org.). **Sustentável Mata Atlântica. A exploração de seus recursos florestais.** São Paulo: Editora SENAC, 2002. p. 85-102.

GUNTZEL, J. S. **Composição botânica, produção e qualidade da forragem de uma pastagem nativa sob diferentes doses de dejetos de suínos.** Chapecó. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Comunitária da Região de Chapecó, 2008.

GUO, Z.; ZHANG, L.; LI, Y. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. **PloS one**, v. 5, n. 10, 2010.

HERCOWITZ, M.; MATTOS, L.; SOUZA, R. P. DE. Estudos de casos sobre serviços ambientais. In: NOVION, H. DE; VALLE, R. DO (Org.). **É pagando que se preserva? Subsídios para políticas de compensação por serviços ambientais**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2009. p. 136-240.

HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, p. 79-93, 1998.

HÜBEL, M.; MELLO, R. DE; BOLLMANN, M. **Programa de Pagamento por Serviços Ambientais “Produtor de Água do Rio Vermelho” em São Bento do Sul - Santa Catarina**. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais...Maceió, 2012.

INPE; SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2000-2005**. São Paulo: INPE/Fundação SOS Mata Atlântica, 2008.

_____. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica 2008-2010**. São Paulo: INPE/Fundação SOS Mata Atlântica, 2011.

_____. **Lista do desmatamento nos municípios Brasileiros 2008-2010**. São Paulo: INPE/Fundação SOS Mata Atlântica, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006/>>. Acesso em 15 out. 2013.

_____. **Cartas Topográficas**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm>. Acesso em: 16 mar. 2014.

_____. **Índice nacional de preços ao consumidor amplo - IPCA**, 2012. Disponível em:

<<http://www.portalbrasil.net/ipca.htm>>. Acesso em: 12 abr. 2014.

IZQUIERDO, A. E.; CLARK, M. L. Spatial Analysis of Conservation Priorities Based on Ecosystem Services in the Atlantic Forest Region of Misiones, Argentina. **Forests**, v. 3, n. 4, p. 764-786, 2012.

JENKINS, S. **A survey of farmers attitudes to native vegetation and landcare in the wheatbelt of Western Australia**. Canberra: Agriculture Western Australia/Department of Conservation and Land Management Research, 1996.

JUSTEN, J. G. K.; MULLER, J. J. V.; TORESAN, L. Levantamento Socioambiental. In: VIBRANS, A. C. et al. (Org.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume I. Diversidade e Conservação dos Remanescentes Florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 243-259.

KABIL, T.; HORWITZ, P. A review of landholder motivations and determinants for participation in conservation covenanting programmes. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 01, p. 11, 2006.

KARAM, K. F.; ARAÚJO, G. P. **Diagnóstico socioeconômico do Corredor Ecológico Chapecó, SC**. Florianópolis: Socioambiental Consultores Associados, 2007.

KARSENTY, A. Questioning rent for development swaps□: new market- based instruments for biodiversity acquisition and the land-use issue in tropical countries. **International Forestry Review**, v. 9, n. 1, p. 503-513, 2007.

KATE, K.; BISHOP, J.; BAYON, R. **Biodiversity offsets: Views , experience , and the business case**. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN and Insight Investment, 2004.

KIESECKER, J. M. et al. A framework for implementing Biodiversity Offsets: selecting sites and determining scale. **BioScience**, v. 59, n. 1, p. 77-84, 2009.

KLAPPROTH, J. C.; JOHNSON, J. E. **Understanding the Science Behind Riparian Forest Buffers: Factors Influencing Adoption**. Virginia: Universidade da Virginia, 2009.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Itajaí, SC.: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

KLEMZ, C. et al. Produtor de Água do Rio Camboriú. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2012. p. 115-130.

KNOWLER, D.; BRADSHAW, B. Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. **Food Policy**, v. 32, n. 1, p. 25-48, 2007.

KOELLNER, T. **Ecosystem services in human-environment systems**. Zurique. Originalmente apresentado como pós-doutorado, Universidade Politécnica de Zurique, 2010.

KOSOY, N. et al. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecological Economics**, v. 61, n. 2-3, p. 446-455, 2007.

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1228-1236, 2010.

KOSOY, N.; CORBERA, E.; BROWN, K. Participation in payments for ecosystem services: Case studies from the Lacandon rainforest, Mexico. **Geoforum**, v. 39, n. 6, p. 2073-2083, 2008.

LAMARQUE, P.; QUÉTIER, F.; LAVOREL, S. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. **Comptes rendus biologies**, v. 334, n. 5-6, p. 441-9, 2011.

LARSEN, F. W.; LONDOÑO-MURCIA, M. C.; TURNER, W. R. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? **Conservation Letters**, v. 4, n. 5, p. 355-363, 2011.

LAURANCE, W. F. et al. The Future of the Brazilian Amazon. **Science**, n. 6, p. 1-5, 2000.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439-49, 2008.

LEIMONA, B. **Fairly efficient or efficiently fair: success factors and constrains of payment an reward schemes for environmental services in Asia**. Wageningen. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade de Wageningen, 2011.

LEIMONA, B.; LEE, E. **Pro-Poor Payment for Environmental Services Some Considerations**. RUPES-RECOFTC, Brief, 2008.

LINDHJEM, H.; MITANI, Y. Forest owners' willingness to accept compensation for voluntary conservation: A contingent valuation approach. **Journal of Forest Economics**, v. 18, n. 4, p. 290-302, 2012.

LIU, J. et al. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. **PNAS**, v. 105, n. 28, p. 9477-9482, 2008.

MADSEN, B.; CARROLL, N.; MOORE BRANDS, K. **State of Biodiversity Markets Offset and Compensation Programs Worldwide** *Geography*. Washington: The Ecosystem Marketplace, 2011.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. **Valoração de recursos ambientais - metodologias e recomendações**. Campinas. Texto para Discussão. IE/UNICAMP n. 116, 2004.

MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. A teoria neoclássica e a valoração ambiental. In: ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P.; LEONARDI, M. L. A. (Org.). **Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais**. Campinas: UNICAMP, 1997. p. 21-42.

MARTINELLI, L. A et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010a.

MARTINELLI, L. A. et al. A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária A falsa dicotomia entre a preservação da vegetação natural e a produção agropecuária. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 323-330, 2010b.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Balance between food production, biodiversity and ecosystem services in Brazil: a challenge and an opportunity. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, p. 21-25, 2009.

MATTOS, A. D. M. DE et al. Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do Ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa - MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 2, p. 347-353, 2007.

MÁXIMO, P. S.; SILVA, M. L. DA; MÁXIMO, M. S. Valoração contingente pelas modelagens Logit e Análise Multivariada: um estudo de caso da disposição a aceitar compensação dos cafeicultores vinculados ao Pró-Café de Viçosa - MG. **Revista Árvore**, v. 33, n. 6, p. 1149-1157, 2009.

MAY, P. H. et al. **Local sustainable development effects of forest carbon projects in Brazil and Bolivia A view from the field**. Londres: International Institute for Environment and Development, 2004.

MAYRAND, K.; PAQUIN, M. **Payments for Environmental Services: A Survey and Assessment of Current Schemes**. Montreal: Unisfera International Center, 2004.

MAZEROLLE, M. J. **AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c).**, 2013. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>. Acesso em: 25 fev. 2014.

MAZZOLI, M. **Diagnóstico da Mastofauna do Corredor Ecológico Chapeco, SC.** Florianópolis: Socioambiental Consultores Associados, 2008.

MCAFEE, K. The Contradictory Logic of Global Ecosystem Services Markets. **Development and Change**, v. 43, n. 1, p. 105-131, 2012.

MCKENNEY, B. A; KIESECKER, J. M. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. **Environmental management**, v. 45, n. 1, p. 165-76, 2010.

MEDEIROS, J. D. D.; SAVÍ, M.; BRITO, B. F. A. DE. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 33-50, 2005.

MEIJAARD, E. et al. People's perceptions about the importance of forests on Borneo. **PloS one**, v. 8, n. 9, p. e73008, 2013.

METZGER, J. et al. Brazilian Law: Full Speed in Reverse? **Science**, v. 329, p. 276, 2010.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2010.

MIGUEL, P. **Caracterização pedológica, uso da terra e modelagem da perda de solo em áreas de encosta do rebordo do planalto do RS.** Santa Maria. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

MIKICH, S. B.; BÉRNILS, R. S. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba: Maternatura, 2004.

MILDER, J. C.; SCHERR, S. J.; BRACER, C. Trends and Future Potential of Payment for Ecosystem Services to. **Ecology and Society**, v. 15, n. 2, 2010.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Corredores Ecológicos**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/acoes-e-iniciativas/gestao-territorial-para-a-conservacao/corredores-ecologicos>>. Acesso em: 22 mar. 2014.

MOBERG, F.; FOLKE, C. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 215-233, 1999.

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. Ecosystem Services: a fragmentary history. In: DAILY, G. C. (Org.). **Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems**. Washington: Island Press, 1997. p. 11-19.

MOTA, J. A. et al. A Valoração da Biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. In: MAY, P. H. (Org.). **Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática**. Rio de Janeiro: Campus, 2010. p. 265-288.

MPB ENGENHARIA. **Plano Estratégico de Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó**. Florianópolis: MPB Engenharia, 2009.

MUNDUS CARBO. **Inventário de emissões de GEE: Celulose IRANI**. Disponível em: <<http://www.irani.com.br/uploads/mediacenter/9cc197f137ee8e14c441fb68fb87ebc68d47080b.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2013.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010.

MURADIAN, R. et al. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, v. 6, n. 4, p. 274-279, 2013.

NAIDOO, R. et al. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 28, p. 9495-500, 2008.

NAIDOO, R.; RICKETTS, T. H. Mapping the economic costs and benefits of conservation. **PLoS biology**, v. 4, n. 11, p. e360, 2006.

NASCIMENTO, S. T. M. F.; RIBEIRO, E. S.; SOUSA, R. A. T. DDE M. E. Valoração econômica de uma Unidade de Conservação urbana, Cuiabá , Mato Grosso. **Interações**, v. 14, n. 1, p. 79-88, 2013.

NAVARRO, Z. Desenvolvimento rural no Brasil: os limites do passado e os caminhos do futuro. **Estudos Avançados**, v. 15, n. 43, p. 83-100, 2001.

NAZARENO, A. G. et al. Serious new threat to brazilian forests. **Conservation Biology**, v. 26, n. 1, p. 5-6, 2011.

NELSON, E. et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Front Ecol Environ**, v. 7, n. 1, p. 4-11, 2009.

NELSON, E. et al. Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models. **PLoS One**, v. 5, n. 12, p. 1-22, 2010.

NEPSTAD, D. et al. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 326, p. 1350-1351, 2008.

NORBERG, J. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 183-202, 1999.

NUNES, M. DE L. S. et al. Projeto Oasis São Paulo e Apucarana. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo, SP: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2013. p. 49-65.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package.**, 2013. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 10 mar. 2013.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO; ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Agricultural Outlook 2010-2019**. Washington: OECD/FAO, 2010.

ORTIZ, R. A. Valoração Econômica Ambiental. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA V. da (Org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p. 81-100.

OVERBECK, G. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, n. 2, p. 101-116, 2007.

OVERBECK, G. E. et al. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, n. 6, p. 655-664, 2005.

OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J. Adaptive strategies in burned subtropical grassland in southern Brazil. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 202, n. 1, p. 27-49, 2007.

PAGIOLA, S. et al. **Paying for Biodiversity Conservation Services in Agricultural Landscapes**. Washington: World Bank, 2004.

PAGIOLA, S. **Guidelines for "Pro-Poor" Payments for Environmental Services**. Washington: World Bank, 2007.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 712-724, 2008.

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2012.

PAGIOLA, S.; RIOS, A. R.; ARCENAS, A. Can the poor participate in payments for environmental services? Lessons from the Silvopastoral Project in Nicaragua. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 03, p. 299-325, 2008.

PAGIOLA, S.; RIOS, A. R.; ARCENAS, A. Poor Household Participation in Payments for Environmental Services: Lessons from the Silvopastoral Project in Quindío, Colombia. **Environmental and Resource Economics**, v. 47, n. 3, p. 371-394, 2010.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. 1st. ed. Kanagawa, Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006. p. 105-134

PANICHI, J. A. V. et al. **Metodologia para inventário das terras em microbacias hidrográficas**. Florianópolis: EPAGRI, 1994.

PATTANAYAK, S. K.; KRAMER, R. A. Pricing ecological services□: Willingness to pay for drought mitigation from watershed protection in eastern Indonesia. v. 37, n. 3, p. 771-778, 2001.

PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S.; FERRARO, P. J. Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? **Review of Environmental Economics and Policy**, v. 4, n. 2, p. 254-274, 2010.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990.

PEREIRA, P. H. Projeto Conservador das Águas - Extrema. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. São Paulo, SP: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2013. p. 29-40.

PESSOA, R.; RAMOS, F. S. Avaliação de Ativos Ambientais: Aplicação do Método de. **Revista Brasileira de Economia**, v. 52, n. 3, p. 405-426, 1998.

PINHO, M. DE S.; BATISTA, M. DOS A.; SENHORINHO, M. A. O Projeto Corredores Ecológicos como propulsor da consolidação de unidades de conservação no Corredor Central da Mata Atlântica na Bahia. In: ROBERTO XAVIER DE LIMA (Org.). **Série Corredores Ecológicos: experiências em implementação de Corredores Ecológicos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 30-36.

PLIENINGER, T. et al. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. **Land Use Policy**, v. 33, p. 118-129, 2013.

PLUMB, S. T.; NIELSEN, E. A.; KIM, Y.-S. Challenges of Opportunity Cost Analysis in Planning REDD+: A Honduran Case Study of Social and Cultural Values Associated with Indigenous Forest Uses. **Forests**, v. 3, n. 4, p. 244-264, 2012.

PORRAS, I.; GRIEG-GRAN, M.; NEVES, N. **All that glitters. A review of payments for watershed services in developing countries**. Londres: International Institute for Environment and Development, 2008.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R. Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1053-1065, 2012.

PROCHNOW, M. Novo Código Ambiental de Santa Catarina é inconstitucional. **Rede Brasileira de Informação Ambiental**, p. 1-7, 2014.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2013.

RANDALL, A. O que os economistas tradicionais têm a dizer sobre o valor da biodiversidade. In: WILSON, E. O. (Org.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p. 275-286.

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **PNAS**, v. 107, n. 11, p. 5242-5247, 2010.

RAYMOND, C. M. et al. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 68, n. 5, p. 1301-1315, 2009.

RHODES, H. M.; LELAND, L. S.; NIVEN, B. E. Farmers, streams, information, and money: does informing farmers about riparian management have any effect? **Environmental management**, v. 30, n. 5, p. 665-77, 2002.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRÍGUEZ, J. P. et al. Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, p. 28-42, 2006.

ROMEIRO, A. R. Economia ou economia política da sustentabilidade. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. DA (Orgs.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p. 1-29.

RYAN, R. L.; ERICKSON, D. L.; YOUNG, R. DE. Farmers motivation for adopting conservation practices along riparian zones in Mid-western agricultural watershed. **Journal of**

Environmental Planning and Management, v. 46, n. 1, p. 19-37, 2003.

SAFATLER, A. Papel articulador. **Página 22**, p. 44, 2010.

SANTA CATARINA. Lei Estadual nº 9.748, de 30 de novembro de 1994. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=29&idMenu=238&idMenuPai=235>. Acesso em: 11 mar. 2014.

_____. Lei Estadual nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Disponível em: <<http://200.192.66.20/ALESC/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 2 mar. 2014.

_____. Política Estadual sobre Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável de Santa Catarina. Disponível em: <<http://200.192.66.20/ALESC/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 3 mar. 2014.

_____. Lei nº 15.133, de 19 de janeiro de 2010. Disponível em: <<http://200.192.66.20/ALESC/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em 14 mar. 2014.

_____. Decreto Estadual nº 2.956, de 20 janeiro de 2010. Disponível em: <<http://200.192.66.20/ALESC/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 3 mar. 2014.

_____. Decreto Estadual nº 2.957, de 20 de janeiro de 2010. Disponível em: <<http://200.192.66.20/ALESC/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 3 mar. 2014.

SANTOS, H. G. DOS. **O novo mapa de solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

SANTOS, R. F. DOS; VIVAN, J. L. **Pagamento por Serviços Ecossistêmicos em perspectiva comparrada: recomendações**

para tomada de decisão. Brasília: Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais UE-Brasil, 2012.

SÃO PAULO. Decreto nº 55.947, de junho de 2010. Disponível em:

<<http://www.legislacao.sp.gov.br/legislacao/dg280202.nsf/69a aa17c14b8cb5483256cfb0050146e/0ffa3c89c48c12690325774d0048ea14?OpenDocument&Highlight=0,aquecimento,global>>.

Acesso em: 3 mar. 2014.

SEMEGHINI, M.; CARDOSO, T. M.; KURTHARA, L. P. Diagnóstico participativo em comunidades ribeirinhas do entorno da Estação Ecológica de Anavilhanas. In: LIMA, R. X. DE (Org.). **Série Corredores Ecológicos: experiências em implementação de Corredores Ecológicos.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. p. 60-67.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais.** Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997.

SILVA, A. M. DA; ALVARES, C. A.; WATANABE, C. H. Natural Potential for Erosion for Brazilian Territory. In: GODONE, D.; STANCHI, S. (Org.). **Soil Erosion Studies** InTech, 2011. p. 3-24.

SILVA, M. A. DA; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solo no estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-42, 2005.

SILVA, M. L. N. **Erosividade da chuva e proposição de modelos para estimar a erodibilidade de Latossolos brasileiros.** Lavras. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade de Lavras, 1997.

SILVEIRA, V. C.; CIRINO, J. F.; FILHO, J. F. DO P. Valoração econômica da Área de Proteção Ambiental da Cachoeira das Andorinhas - MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 2, p. 257-266, 2013.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Island Biogeography Theory and Conservation Practice. *Science*, v. 191, n. 4224, p. 285-286, 1976.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELE, L. G. Refuge Design and Island Biogeography Theory: effects of fragmentation. *The American naturalist*, v. 120, n. 1, p. 41-50, 1982.

SIMINSKI, A. **A floresta do futuro: conhecimento, valorização e perspectivas de uso das formações florestais secundárias no estado de Santa Catarina.** Florianópolis. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

SIMINSKI, A. et al. Recursos florestais nativos e a agricultura familiar em Santa Catarina , Brasil. *BONPLANDIA*, v. 20, n. 2, p. 371-390, 2011.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, v. 23, n. 2, p. 51-59, 2010.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, v. 440, n. 7083, p. 520-523, 2006.

SOCIOAMBIENTAL CONSULTORES ASSOCIADOS. **Plano de Gestão do Corredor Ecológico Chapecó.** Florianópolis: Socioambiental Consultores Associados, 2008.

SOLIGO, A. J. et al. Dispersao natural pinus na FLONA de São Francisco de Paula, RS. *Cadernos de Pesquisa série Biologia*, v. 21, n. 2, p. 20-30, 2009.

SOMMERVILLE, M. M.; JONES, J. P. G.; MILNER-GULLAND, E. J. A Revised Conceptual Framework for Payments for Environmental. *Ecology And Society*, v. 14, n. 2, 2009.

SORDI, A. **Avaliação do estoque de carbono do solo em diferentes sistemas agrícolas no município de Chapecó -SC.** Chapecó. Originalmente apresentado como trabalho de

conclusão de curso, Universidade Comunitária Regional de Chapecó, 2009.

SOUTHGATE, D. et al. Payments for environmental services and rural livelihood strategies in Ecuador and Guatemala. **Environment and Development Economics**, v. 15, n. 01, p. 21, 2009.

SOUZA, P. M. DE. A Distribuição da Terra no Brasil e nas Unidades Federação, 1970-1995/1996. *Revista Econômica do Nordeste*, v. 34, n. 1, 2003.

SPAROVEK, G. et al. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 16, p. 6046-53, 2010.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal Brasileiro. **Novos Estudos**, v. 89, n. 3, p. 111-135, 2011.

SPAROVEK, G.; GIAROLI, A.; PEREIRA, D. O. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, n. 2012, p. 65-72, 2011.

SU, C.; FU, B. Evolution of ecosystem services in the Chinese Loess Plateau under climatic and land use changes. **Global and Planetary Change**, v. 101, p. 119-128, 2013.

SUNDERLIN, W. D. et al. Livelihoods, forests, and conservation in developing countries: An Overview. **World Development**, v. 33, n. 9, p. 1383-1402, 2005.

SWALLOW, B. M. et al. Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World: Framing Pan-Tropical Analysis and Comparison. **Ecology And Society**, v. 14, n. 2, 2009.

SWETNAM, R. D. et al. Mapping socio-economic scenarios of land cover change: a GIS method to enable ecosystem service

modelling. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 563-74, 2011.

TALLIS, H. T. et al. **InVEST 2.4.0 User's Guide: integrated valuation of enviornmental services and tradeoffs**. The Natural Capital Project, Standford, 2011.

TCACENO, F. A. Avaliacao forrageiras nativas e naturalizadas no valedo Itajaí, Santa Catarina. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, n. 3, p. 475-489, 1994.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1219-1230, 2009.

TOLLEFSON, J. The Global Farm. **Nature**, v. 466, n. July, p. 554-, 2010.

TOMAZONI, J. C.; MANTOVANI, L. E.; FRANCISCO, E. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, v. 3, n. 1, p. 1-21, 2005.

TRENTINI, É. C. **Agricultura criminosa: atividades agrícolas avaliadas sob à luz do Código Florestal de 1965**. Florianópolis. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

VASCONCELOS, A. C. F. et al. Landraces as an adaptation strategy to climate change for smallholders in Santa Catarina, Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 34, p. 250-254, 2013.

VEDELD, P. et al. Forest environmental incomes and the rural poor. **Forest Policy and Economics**, v. 9, n. 7, p. 869-879, 2007.

VIANA, V. M. et al. O Programa Bolsa Verde no Estado do Amazonas. In: PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. (Org.). **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais**

no Brasil. São Paulo, SP: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2012. p. 251-268.

VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Org.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume I. Diversidade e Conservação dos Remanescentes Florestais.** Blumenau: Edifurb, 2012a. p. 65-76.

VIBRANS, A. C. et al. Amostragem dos remanescentes da Floresta Estacional Decidual em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Org.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina Volume II Floresta Estacional Decidual.** Blumenau: Edifurb, 2012b. p. 33-77.

VIBRANS, A. C. et al. Amostragem de remanescentes florestais da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Org.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume III. Floresta Ombrófila Mista.** Blumenau: Edifurb, 2013. p. 33-93.

VICENTE, N. R. **Sistemas agroflorestais sucessionais como estratégia de uso e conservação de recursos florestais em zonas ripárias da microbacia Arroio Primeiro de Janeiro, Anchieta-SC.** Florianópolis. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

VIGERSTOL, K. L.; AUKEMA, J. E. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2403-9, 2011.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. **Biological Conservation**, v. 139, n. 3-4, p. 235-246, 2007.

WALTER, M. K. C. et al. **Estimativa do estoque de carbono em áreas de soja visando análise de cenários de linha de base para projetos de créditos de carbono.** XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. **Anais...**Belo Horizonte, 2009. Disponível

em:

<<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/513514/1/327.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2013.

WATZLAWICK, L. F. et al. Fixação de carbono em Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de regeneração. In: SANQUETTA, C. R. et al. (Org.). **As Florestas e o Carbono**. Curitiba: FUPEF/Imprensa da UFPR, 2002. p. 153-173.

WHITE, D.; PETER MINANG. **Estimating the Opportunity Costs of REDD+. A training manual**. Washington: The World Bank, 2011. p. 262

WHITTINGTON, D. Improving the Performance of Contingent Valuation Studies in Developing Countries. **Environmental and Resource Economics**, v. 22, p. 323-367, 2002.

WHITTINGTON, D.; PAGIOLA, S. Using Contingent Valuation in the Design of Payments for Environmental Services Mechanisms: A Review and Assessment. **The World Bank Research Observer**, v. 27, n. 2, p. 261-287, 2011.

WILSON, G. A. Factors Influencing Farmer Participation in the Environmentally Sensitive Areas Scheme. **Journal of Environmental Management**, v. 50, n. 1, p. 67-93, 1997.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: Some nuts and bolts**. Jakarta: CIFOR, 2005.

WUNDER, S. The Efficiency of Payments for Environmental Services in Tropical Conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. In: LEAL, C. G.; CÂMARA, I. G. (Org.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2003. p. 103-118.

YOUNG, C. E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 75-88, 2006.

YOUNG, C. E. F.; MAC-KNIGHT, V.; MEIRELES, A. L. **Desmatamento e custo de oportunidade da terra: o caso do Mato Grosso**. VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica. **Anais...**Fortaleza, 2007.

YU, J.; BELCHER, K. An Economic Analysis of Landowners' Willingness to Adopt Wetland and Riparian Conservation Management. **Canadian Journal of Agricultural Economics**, v. 59, n. 2, p. 207-222, 2011.

ZANELLA, M. A. **Why do farmers join payment for environmental services (PES) schemes?An assessment of PES-Water Project Participation in Brazil** Berlin. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Universidade de Humbolt, 2010.

ZAR, J. H. **Biodtatistical Analysis**. New Jersey: Pearson Education, 2010.

ZBINDEN, S.; LEE, D. Paying for Environmental Services: An Analysis of Participation in Costa Rica's PSA Program. **World Development**, v. 33, n. 2, p. 255-272, 2005.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus ellioti* e *Pinus taeda*. **Floresta**, v. 32, n. 1, p. 41-47, 2002.

ZUCHIWSCHI, E. et al. Limitações ao uso de espécies florestais nativas pode contribuir com a erosão do conhecimento ecológico tradicional e local de agricultores familiares. **Acta Botanica Brasileira**, v. 24, n. 1, p. 270-282, 2010.

ZUCHIWSCHI, E. **Fatores de influência na conservação e manejo de florestas nativas em unidades de produção agrícolas do Corredor Ecológico Chapeco, Santa Catarina, Brasil**. Florianópolis. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

ANEXO 1 - Questionário de avaliação da percepção dos produtores rurais sobre os serviços ambientais associados às formações florestais do Corredor Ecológico Chapecó

Essa pesquisa faz parte de um trabalho de **doutorado** que eu estou desenvolvendo no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina. O **Programa Santa Catarina Rural**, que é continuação do Projeto Microbacias 2, pretende implementar um programa nessa região para **remunerar produtores** rurais que possuem áreas de floresta na propriedade ou que tenham interesse em recuperar áreas de floresta em suas propriedades. Esse programa será **voluntário**, ou seja, só vai participar o produtor rural que tiver interesse. O pagamento de produtores rurais pelas áreas de floresta ou pela recuperação da floresta é uma estratégia que vem sendo implantada em **algumas regiões do Brasil** e que têm como objetivo dar **valor econômico** para a **floresta nativa**, trazendo, portanto, uma nova oportunidade de diversificação produtiva para a propriedade rural. Dessa forma, a pesquisa que eu estou realizando visa entender **o que os produtores rurais pensam sobre as áreas de floresta** que possuem nas suas propriedades, se têm **interesse de participar** de um programa desse tipo e quais são as **condições fundamentais** para participarem.

CARACTERIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E PROPRIETÁRIO

1. Nome completo: _____ Idade: _____
2. Endereço: _____
3. Naturalidade: _____
4. Escolaridade: ___analfabeto ___1º grau incompleto ___1º grau completo ___2º grau incompleto ___2º grau completo ___ensino superior incompleto ___ensino superior completo

5. Participa de alguma organização de classe? ☐ Sim ☐ Não. Qual? _____
_____. Há quanto tempo? _____
6. Tamanho da propriedade: _____
7. Há quanto tempo está na propriedade: ☐ menos de 1 ano ☐ de 1 a 5 anos ☐ de 5 a 10 anos
☐ de 10 a 15 anos ☐ de 15 a 20 anos ☐ mais de 20 anos
8. Tipos de atividade agropecuária desenvolvidas na propriedade: ☐ agricultura
(_____) ☐ pecuária de leite ☐ pecuária de corte ☐ reflorestamento
☐ suinocultura ☐ avicultura ☐ outros: _____
9. Qual a área destinada às atividades produtivas da propriedade?

10. Qual é a atividade que gera a maior rentabilidade econômica?

11. Qual é a renda gerada por esta atividade por hectare/ano?

12. Recebe Bolsa família? ☐ Sim ☐ Não
13. Faixa de renda da família: ☐ Até 1 salário mínimo ☐ 1 a 3 salários mínimos ☐ 4 a 10 salários
mínimos ☐ 10 a 20 salários mínimos ☐ acima de 20 salários mínimos

RELAÇÃO DOS PRODUTORES RURAIS COM OS BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS

1. Tem área de floresta na propriedade? __Sim __Não
2. Qual o tamanho da área? _____
3. Essa área está averbada como Reserva Legal? __Sim __Não. Quantos hectares? _____
4. Percebe algum benefício gerado pela presença da floresta na sua propriedade? __Sim __Não
5. Quais:

Disponibilidade hídrica (quantidade)		Provisão de lenha	
Qualidade hídrica (qualidade da água)		Provisão de frutos, sementes e outros itens comestíveis	
Contenção da erosão do solo		Provisão de polinizadores	
Manutenção da qualidade do solo		Manutenção da biodiversidade	
Controle de pragas		Regulação da temperatura (microclima local)	
Disponibilidade de caça		Sombra para animais	
Provisão de madeira			

Outros: _____

6. Qual o benefício da floresta considerado mais importante (colocar os demais em ordem de prioridade)? _____

7. Acha que a floresta tem alguma influência nas atividades agrícolas desenvolvidas na propriedade?
 __Sim __Não

8. Como a floresta é importante para as atividades agrícolas desenvolvidas na propriedade:

Bens e serviços providos pela floresta	Relevância para as atividades agropecuárias
Disponibilidade hídrica (quantidade disponível)	
Qualidade hídrica (qualidade da água)	
Contenção da erosão do solo	
Manutenção da qualidade do solo	
Controle de pragas	
Manutenção da biodiversidade	
Sombra	
Provisão de madeira	
Provisão de lenha	
Provisão de frutos, sementes, ...	
Regulação da temperatura (microclima local)	
Provisão de polinizadores	

9. A floresta oferece uma série de produtos, como madeira, sombra, abrigo para animais, água, entre outras coisas. Normalmente, esses recursos são muito importantes para a manutenção da propriedade rural. Pensando nos produtos que existem na floresta, quais deles o Senhor (a) e a sua família utilizam? (no caso de não utilizar, ir para pergunta 11)

Madeira		Folhas (erva-mate, outros)	
Lenha		Abrigo para polinizadores	
Frutos		Água para dessedentação animal	
Óleo		Água para consumo humano	
Sementes		Outros	

10. Como o Senhor (a) classificaria a importância desses produtos da floresta: ___muito importante ___importante ___razoavelmente importante ___quase sem importância ___irrelevante

11. Há algum fator que dificulta ou impede que o Senhor (a) utilize os produtos da floresta? ___Sim ___Não. O que?

___ proibição dos órgãos ambientais ___medo de ser multado ___não há mais disponibilidade (baixa disponibilidade) desses produtos ___receio de denúncia por parte dos vizinhos ___ envelhecimento da família
___outros:_____

PERCEPÇÃO SOBRE A MUDANÇA NA PROVISÃO DOS SERVIÇOS AMBIENTAIS

1. Percebe alguma mudança ambiental nos últimos 20 anos na região? ____Sim ____Não

2. Como o senhor (a) caracterizaria essas mudanças:

Mudanças ambientais (provisão dos SE)	M	R	A	M	R	S
Temperatura						
Frequência e intensidade da estiagem ou chuvas						
Poluição dos rios						
Assoreamento dos rios						
Disponibilidade hídrica para consumo						
Abundância de abelhas nativas e outros polinizadores						
Abundância de animais nativos						
Áreas de floresta nativa ou campos de altitude						

AM - aumentou muito; AP - aumentou razoavelmente; NA - não aumentou (igual); DM - diminuiu muito; DR - diminuiu razoavelmente; NS - não sabe

3. Destas mudanças citadas, como o senhor (a) classificaria o impacto delas nas suas atividades produtivas:

Impacto das mudanças na atividade produtiva	N	N	I	P	P	S
Mudança na temperatura						
Frequência e intensidade da estiagem ou chuvas						
Poluição dos rios						
Assoreamento dos rios						
Disponibilidade hídrica para consumo						
Abundância de abelhas nativas e outros polinizadores						
Abundância de animais nativos						
Áreas de floresta nativa ou campos de altitude						

MN - muito negativo; RN - razoavelmente negativo; NI - não tem impacto; MP - muito positivo; RP - razoavelmente positivo; NS - não sabe

4. Qual dessas mudanças é considera a pior para a manutenção de suas atividades produtivas?

5. Quais são as causas dessas mudanças ambientais? ____crescimento das atividades produtivas de maneira desordenada ____desmatamento ____El nino ____La niña ____mudanças climáticas ____outros:_____

AVALIAÇÃO DA DISPOSIÇÃO A PARTICIPAR DE UM PROGRAMA DE PSA OU REDD+

1. A EPAGRI e a FATMA estão planejando a implantação de um programa de pagamento para os agricultores que possuem áreas de floresta ou que tenham interesse em recuperar áreas de floresta em suas propriedades rurais. A partir de 2012 a EPAGRI e FATMA deverão começar a fazer os primeiros convites para os agricultores participarem do Programa. Caso o Senhor (a) fosse convidado para participar desse Programa de pagamento por áreas de floresta em pé, o senhor (a) teria interesse em participar?

☐ definitivamente não ☐ provavelmente não ☐ não tem certeza ☐ provavelmente sim
☐ definitivamente sim

2. Pensando na atividade que gera a maior rentabilidade para o Senhor (a), e que o pagamento pela área de floresta da sua propriedade significaria uma diversificação das suas atividades produtivas, caso o Senhor (a) fosse convidado para participar desse Programa que paga para a preservação das áreas de floresta nas propriedades agrícolas, qual seria o valor mínimo que o Senhor (a) estaria disposto a receber por hectares/ano?

☐ R\$ 80/ha/ano ☐ R\$ 100/ha/ano ☐ R\$ 150/ha/ano ☐ R\$ 200/ha/ano ☐ R\$ 250/ha/ano ☐
☐ R\$ 300/ha/ano ☐ R\$ 350/ha/ano ☐ R\$ 400/ha/ano ☐ R\$ 500/ha/ano ☐ acima de R\$
500/ha/ano: _____

3. Quantos hectares da propriedade o Senhor (a) estaria disposto a deixar para preservação das florestas nativas, caso recebesse incentivos econômicos para isso?

4. Caso o Senhor (a) fosse convidado para participar deste programa, só que dessa vez para recuperar áreas de floresta na sua propriedade, ou seja, além das áreas de floresta que o senhor já tem, o senhor receberia para aumentar áreas de floresta. O Senhor (a) estaria disposto a participar desse programa?

___ definitivamente não ___provavelmente não ___não tem certeza ___provavelmente sim
___definitivamente sim

5. Caso o Senhor (a) tenha interesse em receber incentivos econômicos para recuperar áreas de floresta na sua propriedade, qual seria o valor mínimo que o Senhor (a) estaria disposto a receber por hectares/ano?

___R\$ 80/ha/ano ___R\$ 100/ha/ano ___ R\$ 150/ha/ano ___ R\$ 200/ha/ano ___ R\$ 250/ha/ano ___
R\$ 300/ha/ano ___ R\$ 350/ha/ano ___ R\$ 400/ha/ano ___ R\$ 500/ha/ano ___ acima de R\$
500/ha/ano: _____

6. Quantos hectares da propriedade o Senhor (a) estaria disposto a deixar para recuperar em áreas de floresta, caso recebesse incentivos econômicos para isso?

7. Em que áreas da propriedade o Senhor (a) teria interesse de deixar para a recuperação da floresta?

8. Para o Senhor (a), qual seria a vantagem de pagar para o produtor rural preservar a área de floresta ou pagar para ele aumentar a sua área de floresta?

___complementação da fonte de renda ___incentivo para preservar ___reduziria o desmatamento
 ___daria valor para a floresta nativa ___outros:

9. E quais seriam as desvantagens e/ou riscos?

___não há desvantagens ___reduziria a área destinada à agricultura ___poderia gerar discórdia entre produtores que participam e que não participam, aumentando o desmatamento em outras áreas
 ___outros:

- O Senhor (a) gostaria de dizer mais alguma coisa relacionada a este questionário?

Tempo de duração da entrevista: _____

Anexo 2 - Questionário de Avaliação das Instituições Tomadoras de Decisão Quanto ao Pagamento por Serviços Ambientais Associado à Conservação Florestal no Corredor Ecológico Chapecó

1 - Nome completo: _____

2 - Instituição: _____

3 - Cargo: _____ 4 - Período: _____

5 - Quais são os principais problemas ambientais do município?

___ poluição recursos hídricos (rios) ___ erosão do solo
___ fertilidade do solo ___ desmatamento ___ perda da
biodiversidade ___ poluição lençol freático ___ assoreamento
dos rios ___ perda da fertilidade do solo ___ outros:

6 - A instituição tem algum projeto atualmente voltado à conservação do meio ambiente? ___ Sim ___ Não

7 - Quais são as principais ações do projeto?

8 - Como a instituição vê a questão das matas nativas na propriedade rural?

9 - Na sua opinião, as matas nativas geram algum benefício para a propriedade rural? ___ Sim ___ Não

10 - Quais?

Disponibilidade/qualidade hídrica	Provisão de lenha	
Contenção da erosão do solo	Provisão de frutos, sementes e outros itens comestíveis	
Manutenção da qualidade do solo	Provisão de polinizadores	
Controle de pragas	Manutenção da biodiversidade	
Disponibilidade de caça	Regulação da temperatura (microclima local)	
Provisão de madeira	Sombra para animais	

11- Conhece o mecanismo de remuneração de produtores rurais pela conservação ou recuperação de áreas de mata, chamado de PSA? ☐ Sim ☐ Não

12-Para você, que tipo de programa é mais prioritário para o município, a remuneração pela conservação das matas já existentes ou a remuneração pela recuperação de áreas de mata nativa ao longo de cursos d'água e outras APPs?

☐ Proteção da mata existente ☐ Recuperação de matas em APPs ☐ Os dois programas

13 - Qual seria o valor mínimo por hectare ano que você acha que seria suficiente para que os produtores rurais aderissem ao programa de conservação das matas existentes nas propriedades rurais?

☐ R\$ 80/ha/ano ☐ R\$ 100/ha/ano ☐ R\$ 150/ha/ano ☐ R\$ 200/ha/ano ☐ R\$ 250/ha/ano ☐ R\$ 300/ha/ano ☐ R\$ 350/ha/ano ☐ R\$ 400/ha/ano ☐ R\$ 500/ha/ano ☐ acima de R\$ 500/ha/ano: _____

14 - E no caso de recuperação de áreas de mata em margens de rios e outras APPs, na sua opinião, qual seria o valor mínimo suficiente para adesão dos produtores rurais?

☐ R\$ 80/ha/ano ☐ R\$ 100/ha/ano ☐ R\$ 150/ha/ano ☐ R\$ 200/ha/ano ☐ R\$ 250/ha/ano ☐ R\$ 300/ha/ano ☐ R\$ 350/ha/ano ☐ R\$ 400/ha/ano ☐ R\$ 500/ha/ano ☐ acima de R\$ 500/ha/ano: _____

15 - Qual seria a área prioritária no município (microbacia hidrográfica) para implementar um programa de PSA e qual seria o seu principal público-alvo?

16 - Na sua opinião, quais seriam as vantagens da implementação de um programa de PSA no município?

___complementação da fonte de renda ___incentivo para preservar ___reduziria o desmatamento ___daria valor para a floresta nativa ___outros:_____

17 - E quais seriam as principais dificuldades que um programa de PSA enfrentaria?

___continuidade em longo prazo ___alcance de um número significativo de produtores rurais ___monitoramento e fiscalização ___diferença entre o COP da mata de acordo com os tipos de atividades produtivas ___outros:_____

18 - Se um programa de PSA fosse implementado no município, como a instituição poderia contribuir?

ANEXO 3 - Projeção de desmatamento segundo usos da terra por município do Corredor Ecológico Chapecó.

Municípios	Proporção uso e cobertura do solo (IBGE censo 2006)				Distribuição desmatamento projetado segundo proporção usos atuais da terra (IBGE censo 2006)			
	Pastagem	Silvicultura	Lavoura temporária	Lavoura permanente	Pastagem	Silvicultura	Lavoura temporária	Lavoura permanente
Abelardo Luz	0,44	2,98	93,86	2,71	20,36	136,68	4.302,41	124,25
Água Doce	48,52	20,01	23,99	7,48	2.715,43	1.119,88	1.342,78	418,72
Bom Jesus	18,82	0,56	79,17	1,45	38,18	1,13	160,64	2,95
Coronel martins	39,83	1,83	54,35	4,00	279,43	12,85	381,32	28,03
Entre Rios	34,42	0,17	63,94	1,47	67,24	0,33	124,93	2,88
Faxinal dos Guedes	18,34	16,11	63,87	1,67	186,27	163,64	648,74	16,99
Galvão	51,88	1,22	41,43	5,46	244,12	5,76	194,94	25,70
Ipuaçu	20,18	3,97	74,03	1,83	134,05	26,39	491,85	12,13
Jupia	46,01	4,67	47,25	2,07	151,88	15,40	155,98	6,82
Lajeado Grande	40,27	5,15	51,49	3,09	25,32	3,24	32,37	1,94
Marema	56,86	0,74	36,71	5,69	63,48	0,83	40,98	6,35
Novo Horizonte	30,78	12,68	48,13	8,41	279,29	115,04	436,81	76,37
Ouro verde	16,51	0,56	71,73	11,20	99,16	3,34	430,81	67,29
Passos maia	47,05	12,92	34,91	5,12	2.569,47	705,50	1.906,20	279,80
Ponte Serrada	19,76	60,75	18,54	0,95	424,84	1.305,84	398,59	20,40
Quilombo	42,07	4,94	51,08	1,91	50,59	5,94	61,42	2,30

Municípios	Proporção uso e cobertura do solo (IBGE censo 2006)				Distribuição desmatamento projetado segundo proporção usos atuais da terra (IBGE censo 2006)			
	Pastagem	Silvicultura	Lavoura temporária	Lavoura permanente	Pastagem	Silvicultura	Lavoura temporária	Lavoura permanente
São Domingos	22,70	2,28	72,96	2,05	425,72	42,80	1.368,14	38,51
São Lourenço do Oeste	9,79	39,74	49,72	0,75	39,58	160,62	200,95	3,04
Vargeão	24,36	11,20	59,08	5,36	231,05	106,20	560,28	50,82
Vargem Bonita	53,82	7,45	27,52	11,20	426,76	59,10	218,24	88,83
Xanxerê	25,68	3,48	65,88	4,96	111,20	15,05	285,24	21,48
Santiago do Sul	54,77	0,69	41,97	2,57	326,60	4,11	250,27	15,30

